Parks Canada Parcs Canada

Parcs nationaux

Publication hors série no 11

Impacts du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides: Une revue pertinente du mandat, en pleine évolution, de parcs canada en matière de vie marine

Publication hors série no 11
Parcs Canada
Parcs nationaux
1999

Impacts du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides: Une revue pertinente du mandat, en pleine évolution, de parcs canada en matière de vie marine

par

N.A. Sloan
Parks Canada
Gwaii Haanas National Park Reserve/Haida Heritage Site
P.O. Box 37
Queen Charlotte, BC
V0T 1S0

Publication hors série no 11
Parcs Canada
Parcs nationaux
1999

Données de catalogage avant publication (Canada)

Sloan, N. A.

Impacts du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides : une revue pertinente du mandat, en pleine evolution, de Parcs Canada en matière de vie marine

(Parcs Canada. Parcs nationaux, Publication hors série ; no 11)
Publ. aussi en anglais sous le titre: Oil impacts on cold-water marine resources.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-84706-7
Cat. No. R61-2/8-11F

1. Mer -- Pollution par les hydrocarbures -- Aspect de l'environnement -- Canada.
2. Écologie littorale -- Canada.
3. Mer -- Pollution -- Canada.
I. Parcs Canada.
II. Titre.
III. Coll.: Publication hors série (Parcs Canada. Parcs nationaux) ; no 11.

QH91.8O4S5614 2000 363.738'22'0971
C00-980272-X

SOMMAIRE

La présente revue donne un bref aperçu des effets actuels de la pollution par le pétrole sur le nouveau mandat de Parcs Canada pour la gérance d'écosystèmes représentatifs des eaux froides canadiennes, tant océaniques qu'estuariennes. Elle est à-propos, vu les contributions récentes faites à la suite du déversement pétrolier de l'*Exxon Valdez* en 1989 (DPEV), les études importantes sur les effets et le devenir à long terme du pétrole, et l'engagement de Parcs Canada en ce qui a trait à l'inventaire des côtes au moyen du Système d'information géographique (SIG) et à la planification des interventions en cas de déversement pétrolier où les informations fournies par le SIG jouent un rôle clé.

Les effets aigus à court terme des déversements pétroliers sont raisonnablement bien décrits. Toutefois, les effets chroniques, les effets à long terme et les effets sublétaux du pétrole au niveau des populations et des écosystèmes continuent à susciter de l'incertitude et de la controverse.

L'expérience du DPEV nous a encore montré que les déversements peuvent avoir des dimensions sociopolitiques qui, en situation de crise, surpassent les considérations scientifiques. Chaque déversement est caractéristique par l'endroit où il a lieu, sa nature et les influences humaines mises en cause, dont la science n'est qu'une facette.

Les effets sur les systèmes pélagiques (eaux libres) et les systèmes benthiques subtidaux plus profonds (fonds marins) sont relativement faibles. Ils peuvent être plus grands aux interfaces (par exemple, sur les groupes en contact avec la surface de la mer comme les oiseaux de mer et les mammifères marins et dans les écosystèmes intertidaux à l'interface terre-mer). Les espèces pélagiques, dont une partie du cycle de vie se passe à une interface (les œufs flottants à la surface de la mer ou le frai en zone intertidale), sont elles aussi vulnérables au pétrole. Le substrat et l'exposition à l'énergie des vagues sont des variables critiques sur les impacts du pétrole intertidal. Les habitats abrités et sédimentaires retiennent le pétrole, alors que les côtes rocheuses exposées sont nettoyées plus rapidement par la nature.

Notre compréhension des impacts biologiques du pétrole comporte toujours les faiblesses clés suivantes :

- les données de référence environnementale pour comparaison des conditions antérieures et postérieures au mazoutage sont toujours de mauvaise qualité;
- la définition et le chiffrage de l'exposition aux hydrocarbures pétroliers demeurent incertains;
- peu d'études intégrées des populations ou des écosystèmes sont réalisées en comparaison des études sur une seule espèce;
- nus sommes dans l'incapacité de différentier entre les modification naturelles des écosystèmes et les effets de la pollution pétrolière; finalement,
- les impacts chroniques sublétaux à long terme de la pollution pétrolière sont mal compris.

Malgré ces problèmes, des expériences récentes comme les leçons tirées du DPEV, feront jouer à la science un rôle plus éminent. Nous possédons maintenant une masse de connaissances sur le devenir et les effets du pétrole pouvant aider des non-spécialistes à comprendre et prévoir les impacts probables, à coopérer à l'évaluation et à la correction des dommages, et à prévoir la récupération. Le fait que Parcs Canada se serve du SIG pour l'inventaire côtier rend les présents renseignements plus utiles, car ce système offre un cadre de travail permettant une coopération importante en cas de déversement.

101-02839/

TABLE DES MATIÈRES

Sommaire 2
Introduction 6
Sommaire des conditions influant sur les impacts du pétrole 10
Rôle de la biologie dans la préparation et la capacité d'intervention 11
Avertissement contre la littérature scientifique 17
Les climats froids et la glace de mer 20
Importance de l'habitat 21
Effets sublétaux du pétrole 25
Biodégradation du pétrole 27
Plantes marines et communautés associées 29
PHYTOPLANCTON 29
ALGUES BENTHIQUES 30
ALGUES MICROSCOPIQUES ÉPONTIQUES 31
ALGUES INTERTIDALES 31
ALGUES SUBTIDALES 32
HERBES MARINES 33
Terres humides 34
Invertébrés 35
INVERTÉBRÉS PÉLAGIQUES - ZOOPLANCTON 35
INVERTÉBRÉS BENTHIQUES 36
Invertébrés intertidaux 38
Invertébrés subtidaux 41
Poissons 43
ÉTUDE DE CAS 1: LE SAUMON ROSE 44
ÉTUDE DE CAS 2 : LE HARENG DU PACIFIQUE 46
Pêches 48
Oiseaux marins 51
Mammifères marins 54
Ressources culturelles 58
Recommandations 58
Remerciements 59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sources des hydrocarbures pétroliers trouvés dans la mer (anonyme, 1984)... 8

Tableau 2. Principaux produits du raffinage du pétrole (anonyme, 1984)..... 9

Tableau 3. Renseignements génériques utilisés dans le système cartographique de l'atlas des intervention ayant eu lieu à la suite de déversements pétroliers en C.-B..... 14

Tableau 4. Sensibilité relative des habitats marins au pétrole..... 18

Tableau 5. Indice de vulnérabilité des types de côtes aux dommages causés par le pétrole (Gundlack et Hayes 1978; Baker 1991; Teal et al., 1992; Owens et al., 1994; entre autres)..... 22

INTRODUCTION

« Parcs Canada doit avoir des capacités scientifiques, c'est-à-dire avoir accès à une masse de données systématiques et actuelles en sciences naturelles, physiques et sociales, y contribuer et les utiliser. Ces capacités sont essentielles à la compréhension et à la prise de décisions pour la protection des parcs, des sites et des canaux.

Lopoukhine et al. (1998)

Cette revue fournit au personnel d u centre de serviceet à l'équipe de terrain (Parc) de Parcs Canada un aperçu actualisé des effets des déversements de pétrole (brut et raffiné) et du développement du pétrole sous-matin sur les espèces, les écosystèmes et les ressources océaniques des eaux froides canadiennes (depuis les eaux tempérées jusqu'aux eaux arctiques). Elle renvoie aussi à la littérature d'origine si des renseignements plus détaillés sont nécessaires. Les données scientifiques tirées du déversement pétrolier de l'*Exxon Valdez* (DPEV) de mars 1989, de loin la contribution la plus importante et la plus intégrée à la littérature sur les eaux froides, et la publication récente sur le devenir et les effets à long terme du pétrole augmentent l'opportunité de la revue.

La pollution marine par le pétrole est d'intérêt direct pour Parcs Canada. Dans le rapport au Parlement le plus récent sur l'« État des Parcs », la « pollution pétrochimique » était reconnue comme un agent stressant dans 15 parcs (Parks Canada, 1998 a), dont cinq parcs nationaux comprenant un rivage océanique. De plus, on s'attend à ce que la planification de leur gestion assure la grande qualité environnementale associée aux parcs nationaux, étant donné les aspirations de cet organisme à respecter au moins la lettre et l'esprit de la législation canadienne en matière d'environnement – par exemple, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* et la *Loi sur la prévention de la pollution des eaux arctiques*.

La politique spécifique de Parcs Canada sur les parcs marins nationaux est influencée par la reconnaissance du fait que les écosystèmes marins sont fondamentalement différents des écosystèmes terrestres (Mondor, 1992; Parks Canada, 1994). Une grande différence influençant sur la politique de Parcs Canada est la sensibilité accrue des écosystèmes aux effets de la pollution « d'aval ». Second point de politique marine: la gestion se fait dans un vaste contexte régional (Mondor, 1992). Vu le mandat de Parcs Canada de maintenir l'intégrité de l'écosystème marin conformément à la *Loi sur les parcs nationaux* et à la future *Loi sur les aires de conservation marines*, la pollution des aires de conservation

marines ou de leur voisinage par le pétrole est d'intérêt direct. Le droit international au passage inoffensif des navires dans les eaux canadiennes en est un exemple. Troisième question de politique marine : la science a reçu une importance relativement plus grande dans la gestion vu la mauvaise compréhension des écosystèmes marins en comparaison des écosystèmes terrestres (Mondor, 1992). Parcs Canada est plutôt discret en matière de science marine; cela devra changer si l'organisme veut former un partenariat avec d'autres organismes ayant traditionnellement un mandat en environnement marin comme le ministère des Pêches et des Océans et Environnement Canada. Finalement, les déversements pétroliers ont déjà été identifiés comme des agents stressants majeurs dans l'énoncé d'intégrité écologique de la réserve de parc national Pacific Rim et dans le plan de gestion du parc marin du Saguenay–St-Laurent (Parks Canada, 1995). Au fur et à mesure de la croissance du système d'aires de conservation marines représentatives de Parcs Canada, l'organisme acquerra de plus en plus de visibilité à l'échelle nationale dans le domaine marin et sa mission – la protection de ses actifs marins, qui augmentent, de la pollution par le pétrole – prendra de l'expansion.

La revue commence par des généralités sur les impacts des déversements pétroliers, puis elle se concentre sur les écosystèmes marins et les organismes propres aux eaux océaniques froides des régions naturelles d'aires marines nationales de conservation distinctes du Canada (Mercier et Mondor, 1995). La gamme des menaces possibles inclut, par exemple, le trafic de navires-citernes dans le parc marin du Saguenay–St-Laurent (Parks Canada, 1995), les projets de développement pétrolier et gazier au large de Gwaii Haanas (Dietrich, 1995 et 1998) et, très probablement, les déversements de carburant par des navires plus petits le long des côtes océaniques et estuariennes de tous les parcs.

La revue est axée sur la « science » de la pollution océanique par le pétrole, mais les incertitudes scientifiques abondent, en particulier en ce qui a trait aux effets chroniques sublétaux à long terme. De plus, dans la réalité, les déversements ont des facettes sociopolitiques prioritaires qui peuvent l'emporter sur la science.

Le tableau 1 est un aperçu des sources des hydrocarbures pétroliers trouvés dans la mer. La source la plus importante est le « transport maritime », ce qui inclut les accidents maritimes, le lavage des réservoirs des navires et le chargement/déchargement des pétroliers aux terminaux. Les activités terrestres constituent la deuxième source en importance. L'expression « sources naturelles » inclut les infiltrations dans le plancher

océanique et les hydrocarbures naturels produits par le métabolisme des organismes marins.

Maintes conditions physiques, chimiques et biologiques influent sur l'ampleur des impacts du pétrole sur les organismes marins et leurs habitats. Comme le pétrole flotte en surface, les impacts aigus ont tendance à se faire sentir sur les espèces et les écosystèmes des interfaces comme la surface de la mer et la zone intertidale. Si le pétrole reste en eaux libres, les craintes qu'il pose pour l'environnement sont moindres que s'il atteint les côtes (Baker, 1991; Thorhaug, 1992).

Tableau 1. Sources des hydrocarbures pétroliers trouvés dans la mer (anonyme, 1984).

Type de source	%
Transport maritime	45,5
Ruissellement dû aux activités terrestres	29,0
Sources naturelles	9,0
Retombées atmosphériques	9,0
Rejets des raffineries	6,0
Production de pétrole sous-marin	1,5
TOTAL	100

Que signifie le mot « pétrole »? Le pétrole brut est un mélange complexe contenant plus de 90 % d'hydrocarbures dont la structure, la masse moléculaire et le toxicité varient grandement. Le tableau 2 résume les principaux produits que renferme le pétrole brut raffiné, en commençant par les fractions les plus légères, c'est-à-dire renfermant le plus petit nombre d'atomes de carbone. Selon le type de pétrole brut, le procédé de raffinage et les spécifications du marché pour un produit comme l'essence sans plomb, la composition chimique des divers produits raffinés peut varier considérablement dans un même groupe de produits. La publication de la Garde côtière canadienne (CCG, 1998) tire sa définition des hydrocarbures de la *Loi sur la marine marchande du Canada* : « *....les hydrocarbures de toutes sortes sous toutes leurs formes, notamment le pétrole, le fuel-oil, les boues, les résidus d'hydrocarbures et les hydrocarbures mélangés à des déchets, à l'exclusion des déblais de dragage.* »

Tableau 2. Principaux produits du raffinage du pétrole (anonyme, 1984).

Fraction	Nombre d'atomes de carbone	Nom du produit
Gaz naturel	1-6	gaz naturel
Pétrole et naptha	4-12	essence
Distillats moyens	10-20	Kérosène, gazole léger, carburant pour aéronefs, carburant diesel
Distillats lourds	18-45	Gazole lourd, alimentation du procédé de « craquage »*, cires, lubrifiants
Résidus	> 40	Mazout lourd, bitume, coke

* dégradation de composantes à masse moléculaire élevée à haute températures ou au moyen de catalyseurs

Aussitôt que le pétrole entre dans la mer, il est soumis à des processus physiques, chimiques et biologiques qui en modifient les propriétés (USOTA, 1991; Owens et al., 1994; O'Clair et al., 1996). Voici certains des processus biotiques aussi dits de « vieillissement » :

- évaporation, dissolution et dispersion;
- oxydation photochimique;
- émulsification du pétrole dans l'eau (formation de « mousse »); et
- adsorption sur les matières particulaires (p. ex., floculation argile-pétrole, coulage et sédimentation).

Les processus de dégradation biotiques incluent la dégradation microbienne et l'ingestion par les organismes. Les processus de vieillissement et de dégradation font de la matrice organique du pétrole une source possible d'aliments pour certaines espèces. L'exposition au pétrole peut stresser certains organismes pour les raisons suivantes :

- perturbation toxico-chimique de leurs processus vitaux;
- inhibition physique par étouffement; et
- interruption des perceptions sensorielles et altération du comportement.

Comme la solubilité du pétrole dans l'eau est faible, il est difficile d'estimer les concentrations réelles de pétrole soluble et l'interprétation de leur toxicité envers les organismes doit être prudente (Hawker et Connell, 1992). Qui plus est, on ne sait pas encore si les hydrocarbures pétroliers s'accumulent ou non. Les effets du pétrole peuvent différer dans divers écosystèmes, à diverses saison, chez diverses espèces et à divers stades de vie d'une même espèce (Howarth, 1991; Thorhaug, 1992).

SOMMAIRE DES CONDITIONS INFLUANT SUR LES IMPACTS DU PETROLE

Maintes conditions influent sur les impacts du pétrole, souvent de façons complexes (entre autres, synergies additives ou de potentialisation) qui ne sont pas encore bien comprises. Il en découle que chaque déversement est unique de même que ses impacts environnementaux. Suit un résumé des principales conditions influant sur les impacts du pétrole :

- les types d'habitats mazoutés;
- le type et la quantité de pétrole - les hydrocarbures raffinés sont plus volatils et plus toxiques que le pétrole brut lourd;
- les espèces des organismes mazoutés directement ou indirectement;
- le temps pendant lequel le pétrole a subi un vieillissement en mer avant d'atteindre les côtes, ce qui permet aux fractions à faible masse moléculaire, qui sont plus toxiques, de s'évaporer - en quelques jours, le volume du pétrole peut diminuer de 50 %, en même temps que sa densité et sa viscosité augmentent (USOTA, 1991);
- le moment du déversement [entre autres, la saison et le stade vital atteint par les espèces mazoutées influent sur leur vulnérabilité (p. ex., les œufs et les larves sont habituellement plus vulnérables que les adultes)];
- les conditions hydrographiques (marées/courants) et météorologiques (tempêtes) qui dispersent le pétrole;
- le climat (p. ex., le vieillissement du pétrole est ralenti dans les zones froides et en présence de glace de mer);

- la fréquence et le durée de l'exposition au pétrole; et
- l'efficacité des mesures d'intervention en cas de déversement [p. ex., quantité de pétrole récupérée (habituellement < 30 %), les dispersants utilisés , la biorestauration, l'ampleur de l'intervention mécanique, etc.].

Rôle de la biologie dans la préparation et la capacité d'intervention

« Avant de prendre une décision sur les moyens à utiliser et sur l'ampleur des opérations de nettoyage prévues, il faut demander l'avis d'experts, entre autres d'experts en biologie marine. »

[(CONCAWE, 1992), traduction libre]

La préparation et les interventions en cas de pollution par le pétrole sont de vastes domaines techniques et logistiques qui dépassent le champ de cette revue, qui est axée sur la biologie. Par conséquent, l'accent est mis ici sur le rôle des connaissances biologiques à l'appui de la mise en application de mesures d'intervention comme les fondements biologiques de l'identification et de la classification des aires à protéger et à traiter. Comme la première directive d'intervention en cas de déversement est la minimalisation des impacts écosystémiques, une planification efficace inclut les trois exigences générales suivantes (Adams et al., 1983):

- identification et classification des aires côtières sensibles au pétrole;
- développement de stratégies de protection de ces aires; et
- formulation de lignes directrices sur le nettoyage visant à minimaliser les dommages causés à l'écosystème.

En cas de déversement, une équipe de terrain devra fonctionner en collaboration avec les autres organismes à l'application de mesures d'intervention précises à l'intérieur d'une structure de commandement et de réglementation établie au préalable (IPIECA, 1991). C'est probablement le personnel de l'équipe de terrain qui aura les meilleures connaissances des côtes locales – ils seront les experts locaux *de facto*, avec les attentes que cela signifie de la part du reste du personnel de l'organisme.

Par exemple, si un déversement menace la Réserve de parc national Gwaii Haanas, un représentant du parc siégerait automatiquement au sein de l'équipe régionale des interventions d'urgence (ÉRIU). La *Loi sur la marine marchande du Canada* donne à l'ÉRIU un mandat d'expert, tant en matière de science que de technique, chapeauté par Environnement Canada (EC) qui avisera l'organisme directeur, qui est la Garde côtière canadienne (GCC). En C.-B., la province (*B.-C. Ministry of Environment, Lands et Parcs*) a le mandat en vertu de l'*Emergency Program Act* (la loi sur les programmes d'urgence) de collaborer pleinement avec l'ÉRIU et de s'associer à la GCC à la gestion globale du déversement. Dans des conditions idéales, le pollueur serait capable de respecter ses responsabilités légales en tant que « commandant sur place » voyant à assurer une intervention adéquate; la GCC agirait en tant que « surveillant sur place » pour le gouvernement fédéral; finalement un consortium privé serait en attente pour assurer au pollueur de l'aide professionnelle. Si le pollueur n'était pas capable d'assumer ses responsabilités, la GCC et, le cas échéant, la province prendraient la relève, engageraient des entrepreneurs et, par la suite, intenteraient un recours légal contre le pollueur. Le parc Gwaii Haanas aurait le rôle d'aviser l'ÉRIU en tant qu'expert en matière de science et d'environnement, sans tenir compte de celui (le pollueur ou l'organisme) qui applique les mesures d'intervention. Le gouvernement fédéral considère que le déversement est de son ressort quand le pétrole est sur l'eau et qu'il est du ressort du gouvernement provincial lorsqu'il est à la côte ou sur le fond marin, sauf dans le cas de parcs nationaux et d'aires marines nationales de conservation. La province ne fait pas une telle distinction entre les responsabilités fédérales-provinciales; l'ÉRIU a pour objet de gérer cette complexité.

Autre exemple de la planification des interventions : les autorités du parc marin du récif de la Grande Barrière, qui perçoivent la pollution pétrolière comme une menace régionale majeure (Craik, 1991), fournissent un « coordonnateur de soutien scientifique » ayant pour fonction de procurer des conseils et des renseignements locaux en matière d'environnement au coordonnateur de l'ensemble des opérations sur le site; cette personne est nommée par un autre organisme (Craik, 1989 et 1991). Le coordonnateur de soutien

scientifique donne des conseils sur le sauvetage, la surveillance et la restauration de la faune.

La clé d'une intervention efficace est l'établissement de cartes de sensibilité basées sur la division de la côte en une série de segments distincts en fonction de leur géologie. Ce processus a commencé à être appliqué dans l'Atlantique et l' Arctique vers fin des années 70 et le début des années 80 – par exemple, dans le cadre de la stratégie de protection et de nettoyage de la mer de Beaufort établie par Worbets (1979). Cependant, un protocole national de cartographie des zones sensibles n'a pas été développé par EC avant les années 90. La cartographie de la sensibilité au pétrole a été le fondement des projets de cartographie des ressources côtières canadiennes, car ils font aussi appel au même concept de division par segments géologiques.

En C.-B., la province dirige la cartographie de la sensibilité des côtes depuis les années 70 avec une participation mineure d'EC. Le premier atlas de l'ère moderne sur les interventions faites à la suite d'un déversement couvrait le sud-ouest de la côte de l'Île de Vancouver (Dickins et al., 1990). Dans l'atlas de Howes et al. (1993), des cartes « opérationnelles » contiguës à l'échelle 1:40 000 dressent la cartographie de tout le sud du détroit de Géorgie. Des atlas électroniques ont été établis par le bureau de coordination des utilisation des terres de la C.-B. (*B.C. Land Use Co-ordination Office*). Dans un SIG décrit par Harper et al. (1991) pour le sud du détroit de Géorgie, les segments côtiers reçoivent des attributs en fonction de l'environnement et des utilisations par l'homme en tant que couches distinctes directement comparables. Les renseignements de type générique et les classes de sensibilité employés pour tracer les cartes sont listés au tableau 3.

Les trois séries de cartes opérationnelles divisent la côte en segments colorées. Les cartes de sensibilité au pétrole donnent un classement de la sensibilité globale des segments ainsi que leur sensibilité mensuelle en fonction de changements saisonniers hypothétiques. Dans les cartes des mesures d'intervention et de logistique cette division est faite en fonction du type géologique de côte et des attributs physiques influant sur les

mesures à prendre. Dans les cartes opérationnelles des ressources les segments sont découpés en fonction du type d'habitat, des polygones côtiers dont les ressources ont la même valeur sont tracés, des symboles illustrant les attributs précieux comme les oiseaux marins y sont superposés et les changements de vulnérabilité des ressources des segments sur une base mensuelle sont indiqués. Ces changements en fonction du temps pourraient être basés, par exemple, sur les activités saisonnières des échoueries à phoques, des frayères à hareng et des plages servant à divers loisirs.

Parmi les legs de ce système de cartographie utilisé par la C.-B., on peut mentionner des applications comme l'inventaire des ressources biophysiques côtières de la Réserve de parc national Gwaii Haanas (Harper et al., 1994). L'ensemble de la côte de la C.-B. sera cartographiée ainsi d'ici l'an 2001. Il existe des protocoles concomitant de cartographie physique des zone côtières (Howes et al., 1994) qui incluent, sans s'y limiter, des protocoles d'intervention en cas de pollution par le pétrole et des protocoles de cartographie biologique (Searing et al., 1995). Depuis lors, ces protocoles ont été raffinés et ils ont donné la classification des écosystèmes marins de la Colombie-Britannique [*British Columbia Marine Ecosystem Classification* (Zacharias et al., 1998)] pour la conservation, la gestion et la planification des ressources marines. Il existe aussi un manuel sur le nettoyage des côtes permettant d'évaluer l'état des côtes mazoutées et les possibilités de nettoyage qui s'offrent (Environment Canada, 1992) ainsi qu'un manuel offert gratuitement par la province (Owens et al., 1992).

Tableau 3. Renseignements génériques utilisés dans le système cartographique de l'atlas des intervention ayant eu lieu à la suite de déversements pétroliers en C.-B

Type de renseignements	Sensibilité des côtes	Ressources biologiques / cueillette près de la côte ou dans la zone intertidale / tourisme et loisirs / industries et pêche commerciale / communautés et sites du patrimoine / durée de l'activité biologique et utilisation des ressources / descriptions de l'environnement
	Environnement physique et interventions	Morphologie côtière / accès à la côte / lieux d'ancrage / sites d'atterrissage pour avions et hélicoptères / interventions possibles / limitations de l'accès
Classement de sensibilité	Utilisations par l'homme	Communautés / cueillette par les Indiens / pêche commerciale / installations pour touristes / utilisations à des fins de loisirs / utilisations industrielles
	Ressources biologiques	Groupes d'espèces (p. ex., lions de mer) / abondance–distribution–occurrence saisonnière des espèces / vulnérabilité au pétrole / sensibilité à long terme au pétrole
	Temps de séjour du pétrole dans la zone côtière	Indice d'exposition aux vagues / processus côtiers / morphologie des côtes
	Aires à statut spécial	Aires–parcs protégés / réserves indiennes / sites du patrimoine

Sur la côte Atlantique, c'est EC qui a dirigé la normalisation de la cartographie et de la capacité d'intervention. La cartographie et la collection de données antérieures aux déversements pour la protection et le nettoyage des côtes repose sur une base de données compatible avec le programme d'EC de cartographie de la sensibilité des côtes (Owens et Dewis, 1995). Le mouvement va dans le sens de la normalisation des termes et des définitions ainsi que des objectifs et des stratégies. Il existe des guides de terrain gratuits pour fins de documentation et de description (Owens et Sergy, 1994) ainsi que de protection et de nettoyage (Owens 1995) des côtes mazoutées . Certaines aires comme la côte ouest de Terre-Neuve ont leur propre atlas de la sensibilité aux déversements pétroliers (Dempsey et al., 1995) qui sert d'outil de planification, de préparation, d'établissement de priorités et d'application des mesures d'intervention.

Pour le parc marin du Saguenay–St-Laurent, il existe un plan d'intervention en cas de déversement et un atlas de la sensibilité des côtes dans le SIG, qui sont tous deux basés sur le système d'EC (Parks Canada, 1995; Nadia Menard, communication personnelle). Le parc marin national Fathom Five ne possède pas de plan d'urgence en cas de déversement; par contre, le SIG renferme un atlas de la sensibilité de sa côte basé sur le système d'EC et fourni par la GCC/EC pour la région des Grands Lacs (Parks Canada, 1998 b; Scott Parcer, communication personnelle).

En résumé, la connaissance de l'environnement local et une meilleure compréhension du devenir et des effets du pétrole dans les eaux océaniques et estuariennes du Canada permise par la présente revue cadrent dans le mandat de Parcs Canada relatif à l'intégrité des écosystèmes. En particulier, cette revue contribue pour les raisons suivantes à l'efficacité des interventions de Parcs Canada en cas de déversement :

- elle comble les lacunes dans les renseignements qui ne le sont pas entièrement par la formation et la planification en matière de déversements;
- elle assure que le personnel a des renseignements de fond critiques qui favoriseront une interaction plus efficace avec celui des autres organismes (ÉRIU) et les médias; finalement,

- elle aide le personnel à assumer un rôle de leader du soutien scientifique (p. ex., la connaissance que l'unité de terrain a de l'endroit et la cartographie de la zone côtière sur le SIG peuvent constituer les meilleures données de base disponibles) lors d'un déversement qui menace des ressources qui relèvent de Parcs Canada.

AVERTISSEMENT CONTRE LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE

« Les catastrophes seront sans doute caractérisées par des occasions manquées de cueillir des données. Les décisions doivent souvent être prises à la hâte et, bien que les scientifiques puissent avoir les meilleures intentions du monde, les études peuvent être gênées par les pressions exercées par les procureurs, les politiciens, les fonctionnaires et diverses parties touchées ou concernées, ayant chacun un programme tendant à compromettre la vraie science. »

[(Garshelis, 1997), traduction libre]

« Idéalement, les données montreraient que des individus ont été mazoutés, que le mazoutage a tué des individus et que le nombre d'individus a diminué par rapport aux sites non mazoutés ou aux mêmes sites avant le déversement. »

[(Hilborn ,1996), traduction libre]

Il est important de réaliser les limitations de la science en cas de désastre écologique (Cormick et Knaster, 1986; Strickland, 1990). Bien que des données supplémentaires aident dans des cas précis, Elles n'apporteront probablement jamais une réponse complète à certaines questions (Strickland, 1990) et les gestionnaires peuvent s'attendre à travailler avec des renseignements techniques incomplets. Un ensemble complexe de variables socioéconomiques, environnementales, juridiques et politiques influera sur les décisions prises durant les crises entraînées par les déversements ou sur la façon de confronter les effets de la pollution cumulative, chronique qui suit un déversement. Les déversements majeurs prennent un aspect politique dans lequel « *la logique scientifique n'a qu'un petit rôle* » (Strickland, 1990). De plus, en période de crise, une intervention à l'organisation imparfaite pose des craintes sérieuses, car elle insiste sur la réglementation plutôt que sur la prise de décision (Herrald et al., 1992).

L'opinion scientifique varie considérablement sur beaucoup des impacts du pétrole dans la mer. De plus, l'incapacité de distinguer entre la variabilité naturelle et celle induite par

la pollution affecte fortement les conclusions des études sur la pollution marine en général (Underwood et Peterson, 1988) et sur la pollution par le pétrole en particulier (Wells et al., 1995). Howarth (1989) concluait que « *les connaissances actuelles ne permettent pas une estimation précise des dommages écologiques engendrés par la pollution par le pétrole* ». La science qui étudie le devenir et les effets des déversements pétroliers demeure controversée comme le montrent les conclusions contradictoires tirées d'études semblables ultérieures au DPEV dont les résultats sont parus dans des publications subventionnées directement par la société EXXON (Wells et al., 1995) et ont été publiés par des entités en rélation avec un organisme gouvernemental comme le DPEV (EVOSTC, 1993; Rice et al., 1996). Ces études se sont concentrées sur l'enclave de la baie Prince William où le déversement a eu lieu et dans les aires voisines du golfe d'Alaska, qui est plus ouvert, au sud et à l'ouest de la baie; certaines d'entre elles feront plus loin l'objet d'une discussion détaillée. Cet environnement a fait l'objet d'oppositions et de litiges, ce qui a eu pour effet net de créer deux camps scientifiques travaillant sur les mêmes sujets, mais n'ayant pas le droit de communiquer entre eux. En rétrospective, la scission, l'émotion et les politiques du moment ont sans doute nuit à l'objectivité et à la meilleure évolution scientifique possible.

Une bonne partie des premières publications sur les effets du pétrole provient d'études en laboratoire sur des espèces individuelles (Moore et Dwyer, 1974) ou des composantes d'écosystème réalisées dans des conditions contrôlées. Voici certains autres types d'études :

- études expérimentales sur le terrain dans de grandes enceintes dites « microcosmes ou mésocosmes » (Spies, 1987; Howarth, 1989);
- surveillance des effets de déversements pétroliers contrôlés sur le terrain (Ballou et al., 1987; Snow et al., 1987; Feder et al., 1990); et
- évaluation sur le terrain de la pollution après un déversement de pétrole (la plupart aiguës à court terme, mais quelques unes chroniques à long terme) Baker et al., 1990).

Les problèmes suivants sont communs dans la littérature sur la pollution marine par le pétrole :

- les données de base (p. ex., variation naturelle dans les communautés marines) sont habituellement absentes, mais elles sont critiques pour comparer les conditions

d'avant et d'après le déversement – voilà selon Hilborn (1996) la leçon la plus importante tirée du DPEV;

- certains travaux réalisés après le déversement ont biaisé l'échantillonnage sur le terrain et la méthodologie expérimentale, car ils ont été planifiés en vitesse et exécutés dans des conditions de crise (Howarth, 1989; Foster et al., 1990);
- l'applicabilité de bien des études de laboratoire aux conditions observées dans la nature est remise en question (Neff et Anderson, 1981; Fuick et al., 1984; NAS, 1985; Jackson et al., 1989; Guzman et al., 1991), car :
  - les conditions de terrain de chaque déversement sont spécifiques;
  - l'échelle spatiale du laboratoire n'est pas naturelle;
  - il est impossible de tenir compte des variations naturelles complexes dans les stations expérimentales;
  - les manipulations en laboratoire sont de courte durée; finalement,
- les effets à long terme (sublétaux chroniques) du pétrole au niveau de l'écosystème marin sont moins biens compris que ses effets aigus à court terme (Nelson-Smith, 1982; Howarth, 1991; Suchanek, 1993; Owens et al., 1994; Vandermeulen et Singh, 1994; Spies et al., 1996).

D'après Hilborn (1996), l'opinion est très répandue que les études sur le DPEV n'ont pas permis de déceler les impacts sur les populations de façon aussi concluante que bien des gens l'auraient espéré et qu'elles ont donc jeté un doute sur la capacité des méthodes actuelles d'y parvenir. La plupart des études portaient sur une seule espèce et certaines sur une communauté des eaux intertidales ou des eaux subtidales peu profondes, mais aucune sur des écosystèmes (c.-à-d., les changements survenus dans la structure écosystémique). Hilborn (1996) a répertorié cinq méthodes de détection des impacts des déversements au niveau des populations :

- dénombrement des organismes morts;
- comparaison des abondances avant et après le mazoutage;
- comparaison des abondances dans les zones mazoutées ou non;
- comparaison des indices vitaux dans les zones mazoutées ou non (p. ex., un paramètre du cycle vital comme la croissance); finalement,
- mazoutage expérimental direct.

Hilborn (1996) a montré qu'aucune source unique de preuve ne saurait être absolument convaincante et qu'il est nécessaire d'avoir une « *chaîne d'indices* » reliés entre eux et obtenus par diverses méthodes.

LES CLIMATS FROIDS ET LA GLACE DE MER

« ....le taux d'apport (de pétrole) nécessaire pour dépasser le taux d'élimination naturelle sera beaucoup plus bas que dans les mers tempérées et tropicales. » [(Percy et Mullin, 1975), traduction libre].

Dans les eaux froides, le pétrole a tendance à se dégrader plus lentement et les biotes mazoutés récupèrent plus lentement (AMAP, 1997). Des craintes sérieuses sont soulevées lorsque les déversements surviennent en période de noirceur continue, dans une mer glacée ou durant une migration saisonnière d'oiseaux et de mammifères. L'influence de la glace de mer sur le devenir et les effets du pétrole déversé mérite une attention spéciale. Par exemple, de novembre à mai environ, les eaux côtières du nord du Labrador sont couvertes de glace de rive. D'une part, la glace protège les aires terrestres d'un contact avec le pétrole déversé (McLaren, 1980; Owens, 1995). D'autre part, les eaux froides et la glace de mer retiennent et préservent le pétrole (Percy et Mullin, 1975) et gênent les interventions après le déversement (Webb, 1995). Dethier (1991) a affirmé que, même sur une côte tempérée où un gel était survenu six semaines après un déversement, « les *effets du pétrole sur tous les types d'habitats étaient très difficiles à distinguer des effets du gel* ».

Selon Clark et Finley (1982) ainsi que Nelson-Smith (1982), le pétrole en présence de glace de mer pose les problèmes suivants :

- la glace nuit au confinement/nettoyage/traitement du pétrole déversé;
- la dispersion du pétrole est beaucoup moins prévisible dans des conditions d'englacement de la mer;
- on n'a à peu près aucune expérience opérationnelle d'un gros déversement subarctique/arctique;
- le pétrole froid est visqueux (congélation) et il a moins tendance à former une nappe susceptible d'être traitée;
- il est difficile de traiter les émulsions visqueuses pétrole-eau-air qui se forment et se mélangent à la verticale dans la glace brisée;

- la glace de mer protège le pétrole qui s'accumule sous elle à la surface de l'eau;
- le pétrole a tendance à vieillir plus lentement et à demeurer toxique plus longtemps lorsqu'il s'accumule sous la glace;
- la glace peut piéger le pétrole et le transporter loin du lieu de déversement; finalement,
- la fonte de la glace libère le pétrole lors de la débâcle printanière, une période d'activité biologique intense.

Le Canada est le leader en matière des impacts environnementaux du pétrole sur les systèmes marins des climats froids. La première contribution majeure du Canada fut le projet de la mer de Beaufort parrainé par le ministère de l'Environnement au cours des années 70. Cette initiative fut suscitée par des craintes quant aux impacts éventuels de l'exploration, de la production et du transport du pétrole hauturier de l'Arctique. Les rapports techniques de la série sur la mer de Beaufort, dont celui du BFEEE (FEARO, 1984), ont fourni des références pour la recherche comme la revue publiée par Percy et Mullin (1975) sur les effets du pétrole sur les invertébrés marins de l'Arctique. D'autres études ont eu lieu, comme le Programme d'études biologiques au large des côtes du Labrador (OLABS) de 1978 à 1981. Le programme OLABS était une initiative de l'industrie, du gouvernement et des communautés visant à recueillir des données de référence sur l'environnement marin. À ces données se sont ajoutées celles produites par d'autres projets sur les aires hauturières (LeDrew et Gustajtis, 1979) et les aires côtières (Barrie et al., 1980; McLaren, 1980; Rosen, 1979; Gilbert et al., 1982 et 1984), entre autres. Comme nous l'avons déjà mentionné, une série d'atlas de sensibilité des côtes aux déversements pétroliers ont été publiés pour l'Arctique, l'Atlantique et le Pacifique. Dans les années 70, Environnement Canada a aussi développé le Programme des déversements accidentels de pétrole dans l'océan Arctique (AMOP) dans le but de faire des recherches sur les mesures d'intervention en cas de déversement; ce programme fait toujours l'objet de travaux dans les congrès.

Le programme de recherche le plus important au monde sur les eaux froides fut le Programme de déversement de pétrole à l'Île de Baffin (DPIB) (Sergy, 1986; Humphrey et al., 1992; Owens et al., 1994). Dans le programme de DPIB, le gouvernement canadien et l'industrie pétrolière canadienne ont collaboré avec des organisations des É.-U. du R.-U. et de la Norvège pour surveiller sur plus d'une décennie les effets de déversements de pétrole expérimentaux (avec et sans traitement) dans l'Arctique. Les publications tirées de ces travaux sont citées dans la présente revue.

IMPORTANCE DE L'HABITAT

L'habitat est le paramètre qui influe le plus sur les impacts du pétrole dans les écosystèmes marins (API, 1985; NAS, 1985; Neff, 1987; Baker et al., 1990; Baker, 1991; Rolan et Gallagher, 1991). Les habitats intertidaux sont exposés à des concentrations de pétrole beaucoup plus grandes que les habitats subtidaux (Ballou et al., 1987). Les habitats benthiques (fond de la mer) sont généralement plus touchés par le contact avec le pétrole que ne le sont les habitats pélagiques (eaux libres). Les deux variables clés dans un habitat intertidal sont l'exposition à l'action des vagues et le substrat (Baker, 1991). Le tableau 4 donne un classement des habitats marins en fonction de leur sensibilité au pétrole (à l'exclusion des habitats tropicaux); tiré, avec ajouts, de la publication de l'*American Petroleum Institute* (API, 1985).

Tableau 4. Sensibilité relative des habitats marins au pétrole.

Sensibilité	Type d'habitat
Élevée	Marais salant
	Habitat intertidal rocheux abrité
	Bas fond intertidal abrité (boues ou barrière de galets/blocs)
	Habitat à utilisation spéciale (espèces menacées d'extinction/aires marines protégées)
Moyenne - élevée	Baissière à herbes marines (intertidale ou subtidale peu profonde)
Moyenne	Eaux libres, baies fermées et ports
Basse - moyenne	Habitat intertidal exposé, en sable/gravier/galets
Basse	Habitat intertidal exposé rocheux
	Habitat subtidal à forêt de kelp
	Eaux libres, non fermées côtières et hauturières
	Habitat subtidal à fond mou ou rocheux

Les habitats abrités à sédiments finement granulés ont une grande sensibilité, alors que les côtes rocheuses exposées sont relativement peu sensibles à la pollution par le pétrole. Le pétrole a tendance à demeurer dans les habitats abrités à grains fins, alors qu'il est enlevé rapidement des côtes rocheuses exposées à l'action des vagues. Qui plus est, les espèces des habitats intertidaux rocheux sont adaptées à réagir contre les effets stressants de la dessiccation et cette adaptation peut leur aider à résister au pétrole. L'importance de

l'habitat est aussi reflété par son indice de vulnérabilité et sa capacité de récupération listés au tableau 5 (sauf pour les habitats tropicaux).

Tableau 5. Indice de vulnérabilité des types de côtes aux dommages causés par le pétrole (Gundlack et Hayes, 1978; Baker, 1991; Teal et al., 1992; Owens et al., 1994, entre autres).

Indice de vulnérabilité[1]	Type de côte	Commentaires
10	Terres humides marines	Écosystèmes aquatiques très productifs; le pétrole peut persister durant des décennies
9	Bas fond tidal abrité Plage à barrière de blocs	Aires où l'énergie des vagues est faible et à grande productivité biologique; le pétrole peut persister durant des décennies
8	Côte rocheuse abritée	Aires où l'énergie des vagues est réduite; le pétrole peut persister pendant plus d'une décennie
7	Plage de gravier	Comme à l'indice 6; s'il se forme une couche d'asphalte à la hauteur des grandes marées de printemps, elle pourra persister durant des décennies
6	Plage de sable et de gravier	Le pétrole peut pénétrer/être enfoui rapidement aux endroits où l'énergie des vagues est modérée ou faible; le pétrole peut persister durant des décennies
5	Bas fond tidal compacté exposé	La plupart du pétrole ne devrait pas adhérer aux sédiments compactés ni y pénétrer
4	Plage de sable grossier	Le pétrole peut s'enfoncer et/ou être enfoui rapidement; dans des conditions de brassage modérées ou élevées, le pétrole devrait être éliminé naturellement en quelques mois
3	Plage de sable fin	Le pétrole ne pénètre habituellement pas profondément dans les sédiments; le pétrole peut persister pendant plusieurs mois
2	Plate-forme d'érosion taillée par la vague	Balayage par la vague; la plupart du pétrole est éliminé par les processus naturels en quelques semaines
1	Cap rocheux exposé	Le ressac éloigne la majorité du pétrole de la côte

[1] 10 = le plus vulnérable, 1= le moins vulnérable; l'indice est un classement qualitatif.

En haute mer, l'opinion voulant que le pétrole soit « *éliminé des eaux libres en quelques semaines* » (Strickland, 1990) a été contestée par Howarth (1989 et 1991), mais l'élimination est quand même relativement rapide. Sur les côtes exposées à de fortes

vagues, le pétrole persiste jusqu'à un an, alors que dans les aires boueuses abritées, il peut persister jusqu'à plus de 20 ans (Baker, 1991; Vandermeulen et Singh, 1994) et probablement davantage, s'il est enfoui dans des sédiments anoxiques (Teal et al., 1992).

Deux évaluations à long terme (plus de 12 ans) ont été faites dans l'Arctique après le DPIB. Les endroits étudiés étaient des sites intertidaux abrités à sédiments peu perméables, où les vagues étaient faibles et les eaux, libres en moyenne 63 jours par année (Humphrey et al., 1992; Owens et al., 1994). Ces auteurs affirmaient avoir observé « *des indices évidents de nettoyage par un processus naturel* » comme la floculation du pétrole par l'argile, car il restait < 10 % du pétrole de surface après 12 ans. De l'asphalte s'était formé au haut de la zone intertidal après deux ans, emprisonnant ~50 % du reste du pétrole. Son élimination était « *lente, mais continue* ». On s'attendait à ce que l'asphalte formé dans la zone de l'arrière plage supratidale « ….p*ersiste très longtemps* » (Humphrey et al., 1992), car cette zone n'est pas touchée par les processus dynamiques marins. Selon les prévisions, le pétrole de subsurface devrait persister bien des années, mais son devenir est mal compris en milieu arctique.

Les observations faites pendant 22 ans à la suite du déversement de l'*Arrow* sur les côtes tempérées de la Nouvelle-Écosse ont donné des résultats semblables. Vandermuelen et Singh (1994) ont trouvé que même les composantes à faible masse moléculaire du pétrole de subsurface dans les sédiments poreux de la zone intertidale demeuraient à peu près inchangés après 20 ans, malgré leur recouvrement régulier par la marée. Le transfert du pétrole dans des sédiments non dérangés était de l'ordre des parties par milliard. Ces auteurs ont proposé que le pétrole qui pénètre dans les sédiments avant un vieillissement important forme le principal réservoir de pétrole résiduel. La persistance du pétrole était directement fonction de la perméabilité de la plage et de la profondeur de pénétration. Owens et al. (1994) ont trouvé que les surfaces des sites fortement mazoutés les plus abrités, sur lesquels l'action des vagues ne s'exerçait pas, étaient « *essentiellement exemptes de pétrole* » et ils ont attribué cette situation à un « *nettoyage naturel* ». Des plaques d'asphalte isolées d'une épaisseur atteignant 10 cm, furent trouvées ainsi que du pétrole de subsurface non modifié. La persistance de l'asphalte fut reliée à la formation rapide d une croûte durcie dans les sites exempts de fines permettant la floculation du pétrole par l'argile qui ont été mazoutés au moment des grandes marées de printemps (Owens et al., 1994).

Le temps de récupération des communautés marines mazoutées varie de quelques semaines, probablement, en eaux libres à un an dans les habitats les plus exposés. Il peut falloir des décennies pour que les écosystèmes retrouvent entièrement leur état d'avant le déversement (Ballou et al., 1987; Baker et al., 1990; Baker 1991; Suchanek 1993; Owens et al., 1994). Cependant, Fuick et al. (1984) ont fait une mise en garde : la récupération n'est pas plus facile à définir et à mesurer que les dommages; de plus, elle est difficile à évaluer s'il n'existe aucune base de données sur les conditions d'avant le déversement. Jackson et al. (1989) ont fait l'hypothèse que les changements écologiques provoqués par le pétrole dans les communautés à récupération lente (c.-à-d., de climat froid) continueront probablement longtemps après la disparition de toute trace de pétrole.

EFFETS SUBLETAUX DU PETROLE

Les effets chroniques sublétaux à long terme de la pollution par le pétrole sont peut être les problèmes environnementaux les plus litigieux qui se posent après un déversement. Ces effets sont difficiles à démontrer dans la nature. En outre, ils demeurent relativement incertains, car ils demandent une trop grande extrapolation à partir des résultats des expériences faites en laboratoire. Après une revue des études de laboratoire, Moore et Dwyer (1974) ont laissé entendre que de faibles teneurs en composantes solubles du pétrole pourraient affecter le comportement des poissons et des invertébrés tout autant que des traces de phéromones naturelles, mais cette hypothèse demeure non prouvée. Qui plus est, l'opinion scientifique est divisée quant à la dégradation cumulative dans l'environnement due une pollution chronique par de faibles teneurs en pétrole (Strickland, 1990).

Les effets toxiques aigus à court terme du pétrole fraîchement déversé ont tendance à être dus aux fractions à faible masse moléculaire, qui sont modifiées assez rapidement. Les effets chroniques sublétaux sont en majeure partie dus aux fractions à masse moléculaire élevée (hydrocarbures aromatiques polycyclique - HAP), qui ont relativement peu d'effets aigus, mais qui persistent et causent des effets à long terme (Spies et al., 1996).

Howarth (1991) a laissé entendre que la plupart des analyses font une sous-estimation du potentiel délétère du pétrole en ne tenant pas compte de l'importance des effets sublétaux. Cet auteur ainsi que Nelson-Smith (1982), ont fait l'hypothèse que même de très faibles niveaux de pollution par le pétrole peuvent avoir des effets délétères importants à long terme sur certaines espèces. Clark et Finley (1982) soutiennent que, dans les eaux froides,

« ...les effets sublétaux physiologiques et comportementaux sur les organismes devrait avoir une importance écologique plus durable que les effets létaux immédiats. » Suchanek (1993) a émis l'hypothèse que les effets sublétaux de l'exposition d'invertébrés marins à des concentrations de l'ordre de 1 à 10 parties par milliard (ppb) « *....devraient entraîner des changements de population dramatiques.* » Il a proposé que des effets physiologiques, cancérogènes et cytogénétiques peuvent survenir, parmi lesquels les effets physiologiques les plus communs sont, entre autres, la reproduction, la croissance, la respiration, l'excrétion, la chimioréception, l'alimentation, le mouvement, la réaction aux stimulus et la sensibilité aux maladies.

Bienert et Pearson (1995), Spies et al. (1996) et Bue et al. (1998) ont résumé les difficultés rencontrés lors de la démonstration des effets sublétaux :

- il est difficile de réaliser une estimation juste et précise de l'exposition au pétrole, p. ex., les teneurs des tissus en hydrocarbure sont souvent non probantes pour la mesure de l'exposition;
- les lésions massives initiales et la dynamique de récupération précoce peuvent aussi masquer les effets chroniques;
- d'autres indicateurs ou biomarqueurs comme l'induction enzymatique, les marqueurs histopathologiques et cytogénétiques sont toujours contestés dans la littérature;
- beaucoup d'études récentes au niveau sublétal n'ont pas encore été publiées;
- les risques d'exposition au pétrole par la voie alimentaire doivent faire l'objet de plus de recherche; finalement
- des études devront porter sur les effets de synergie de la variabilité naturelle et de l'exposition à des agents stressants non chimiques.

À ces énoncés, on pourrait ajouter l'insuffisance des engagements pris à long terme pour la surveillance sur le terrain après le déversement.

Les études relatives au DPEV sont des contributions importantes, car leur parrainage a permis des recherches à plus long terme. Néanmoins, Spies et al. (1996) ont révélé des problèmes importants :

« La distinction entre les effets aigus initiaux du pétrole et ses effets sublétaux chroniques est encore obscurcie par l'apparition d'effets secondaires dus à la mortalité aiguë

initiale, qui varient en fonction de la densité, et des retards entre l'exposition initiale et son expression ultime au niveau de la population. »

En outre, il reste des désaccords entre les spécialistes du DPEV et Bienert et Pearson (1995) concluent :

« Les données actuelles n'ont, en fait, jamais fourni de réponses adéquates aux questions relatives aux risques d'exposition sublétale au pétrole. Dans les situations où il y a manque de données et incertitude, le processus d'évaluation des risques environnementaux [de l'US Environmental Protection Service (EPA, 1992)] *demande de faire appel au meilleur jugement scientifique et fait une mise en garde disant que les conclusions doivent être accompagnées des qualifications appropriées. Cependant, conséquence inévitable de ce processus, il n'est pas toujours possible de parvenir à un consensus entre les scientifiques. »*

BIODEGRADATION DU PETROLE

« *....Les bactéries sont la porte d'entrée par laquelle une partie du carbone et de l'énergie contenus dans le pétrole pénètre dans les échelons supérieurs de la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des protozoaires, du zooplancton et de la méiofaune.* »
[(Floodgate, 1995), traduction libre]

« *Un accroissement de la biodégradation par les populations naturelles de micro-organismes peut amener une élimination substantielle du pétrole de l'environnement.* »
[(Braddock et al., 1996), traduction libre]

Les omniprésentes bactéries marines, qui appartiennent à une vaste gamme de genres, dégradent le pétrole et constituent l'ultime agent biologique contre le pétrole vieilli (Floodgate, 1995). Malgré leur importance pour la restauration des écosystèmes, il y a eu un nombre minimal d'études sur le rôle des bactéries marines dans le nettoyage des déversements. Les populations bactériennes des sédiments silteux intertidaux, qui sont très fins, on tendance à être peu abondantes, car la petite taille des grains de ces sédiments, leur faible teneur en matières organiques et les petites dimensions de leurs interstices les rendent relativement peu susceptibles d'être enrichis en matières organiques par le pétrole (Norrell et Johnston, 1976). Lors de leur étude d'une durée de trois ans réalisée après le DPEV, Braddock et al. (1996) ont signalé que les populations

capables de dégrader les hydrocarbures étaient toujours plus élevées dans les sédiments intertidaux mazoutés que dans les sites témoins épargnés, mais qu'elles diminuaient régulièrement en deux ans jusqu'à atteindre les niveaux de fond. Par contre, le nombre de bactéries dans les sédiments à une profondeur de 20 m à 100 m atteignait un sommet un an après le déversement, une indication du transport du pétrole dans les sédiments hauturiers.

Les conditions anaérobies dans lesquelles se retrouve le pétrole enfoui dans des sédiments palustres peuvent être responsables, en partie, de la longue persistance du pétrole en ces endroits, soit plus de 20 ans (Teal et al., 1992). On ne sait pas si la persistance du pétrole enfoui dans ces conditions est due à l'anoxie, à la faible teneur en nutriments ou aux deux à la fois (Floodgate, 1995). La dégradation du pétrole en conditions anaérobies a été observée en laboratoire, mais pas dans la nature (Floodgate, 1995).

Le DPEV a suscité l'application des plus vastes mesures de biorestauration encore entreprises. Floodgate (1995) a décrit ainsi la biorestauration : « *une méthode de terrain conçue pour augmenter les processus naturels de dégradation en remplaçant le facteur limitant par un autre facteur qui est plus rapide.* » La biorestauration vise à promouvoir la présence de bactéries mangeuses d'hydrocarbures par l'addition dans l'environnement de nutriments azotés et phosphorés comme supplément nutritif pour ces populations bactériennes. Bien que les organismes gouvernementaux aient fait la promotion d'un usage répandu de la biorestauration après le DPEV (USOTA, 1991), les scientifiques demeurent sceptiques quant à son utilité au-delà de ses applications expérimentales (Floodgate, 1995).

PLANTES MARINES ET COMMUNAUTES ASSOCIEES

Les macroalgues marines sont habituellement d'origine épibenthique (elles poussent sur des substrats durs), alors que les herbes marines s'enracinent dans les substrats sédimentaires. Ces deux types de plantes constituent des écosystèmes marins côtiers producteurs. D'autres espèces d'algues sont vraiment des algues microscopiques planctoniques unicellulaires qui forment le phytoplancton et des algues microscopiques benthiques qui constituent la flore de la glace épontique.

Phytoplancton

Les effets aigus et chroniques (sublétaux) du pétrole sur le phytoplancton dans la nature demeurent mal compris (Howarth, 1991). La toxicité du pétrole est étroitement liée à la quantité de ses composantes dissoutes non volatiles (Ostgaard, 1994). Certaines études de laboratoire et certaines études de terrain portent sur de grandes enceintes contenant une portion de la colonne d'eau et, peut-être, du fond sous-jacent (Spies, 1987). Howarth (1989) a conclu que les expériences faites sur des enceintes ont donné « les meilleurs renseignements sur les effets environnementaux du pétrole », en particulier pour les changements de composition des espèces des communautés planctoniques dus à la contamination chronique.

Les diatomées, peut-être le groupe dominant des algues phytoplanctoniques, sont bien représentées dans les études de laboratoire sur les espèces des milieux tempérés. Dans une revue des études de laboratoire, Capuzzo (1987) mentionnait que le pétrole pourrait être létal pour le phytoplancton ou réduire sa photosynthèse et sa croissance; par contre, à faible concentration, il pourrait stimuler la croissance phytoplanctonique. Selon la quantité et le type de pétrole ainsi que les espèces, les effets observés lors des expériences vont du décès à la stimulation de la croissance (Hsiao, 1978; Dahl et al., 1983; Ostgaard et al., 1984; Morales-Loos et Goutx, 1990). Les études de laboratoire ont cependant une utilité limitée pour la prévision de la bonne santé, de l'abondance et de la distribution du plancton en réaction à la présence de pétrole dans la nature (Foster et al., 1990). Par exemple, il faut tenir compte de la saison, car le temps de la prolifération algale représente une période de très grande vulnérabilité aux impacts du pétrole. Finalement, les systèmes planctoniques naturels subissent de fortes variations spatio-temporelles parmi lesquelles il serait difficile d'identifier les effets du pétrole (Howarth, 1989).

Il y a peu de preuve des dommages à long terme causés par le pétrole au phytoplancton des eaux libres (Teal et Howarth, 1984; Wells et Percy, 1985; Reid, 1987; Shin, 1988; Strickland et Chasan, 1989; Foster et al., 1990; Baker et al., 1990; Baker, 1991; Ostgaard, 1994). Il semble logique que le phytoplancton des eaux intérieures soit probablement plus vulnérable au pétrole que les populations des eaux libres. Spies (1987) a émis une hypothèse sur l'« *aspect transitoires des effets* » du pétrole sur le plancton dans la nature en disant que ces « *effets ne sont mesurables que pour plusieurs jours, si jamais ils le sont* ». Johansson et al. (1980) ont expliqué une augmentation à court terme de l'abondance phytoplanctonique près d'un lieu de déversement par la mortalité présumée

chez les mangeurs de zooplancton. D'autre part, Howarth (1989 et 1991) a émis un avertissement disant que le temps de résidence du pétrole dans la colonne d'eau est plus long que la période acceptée largement et il a remis en question l'hypothèse voulant que le pétrole dissous se dissipe rapidement dans la colonne d'eau et que l'évaporation élimine la plupart des toxines du pétrole en quelques jours.

Algues benthiques

Les algues multicellulaires n'ont pas de système vasculaire, de racines, de fleurs ni de graines. Bien des espèces se caractérisent par des phases de vies en alternance. Dans la phase benthique ces algues sont des « sporophytes »diploïdes (à deux séries de chromosomes). Les structures de surface produisent des spores planctoniques haploïdes (à une série de chromosomes) qui ont une courte vie et qui se déposent sur le fond pour se développer en de petits « gamétophytes » mâles et femelles. Les gamétophytes mâles libèrent des gamètes planctoniques qui partent à la recherche des gamétophytes femelles. Leur fusion donne une plante diploïde qui devient une algue marine lorsqu'elle croît.

Il est important de faire la différence entre les algues intertidales et subtidales. Vu la possibilité que des dépôts de pétrole s'y forment, que le pétrole y séjourne et que les observations y soient facilitées, les impacts du pétrole sont mieux documentées sur les algues intertidales que sur les algues subtidales. Dans l'ensemble, la littérature sur le pétrole et les algues est limitée (Strickland et Chasan, 1989).

Algues microscopiques épontiques

Des algues microscopiques unicellulaires « épontiques » croissent sous la surface de la glace de mer. Une prolifération riche, mais éphémère, dominée par des diatomées tolérantes à l'ombre, occupe quelques centimètres de glace au printemps, avant la prolifération du phytoplancton en eaux libres. La flore épontique de glace peut constituer jusqu'à 30 % de la productivité annuelle de la colonne d'eau (Clark et Finley, 1982). Comme elles sont situées à l'interface glace-eau, les algues épontiques sont extrêmement vulnérable à la pollution par le pétrole et leur destruction aurait des répercussions écologiques importantes (Nelson-Smith, 1982).

Algues intertidales

Les effets du pétrole sur les algues intertidales des hautes latitudes font l'objet d'une revue par Cross et al. (1987a). Les résultats observés vont du décès et de la disparition généralisés jusqu'à l'absence d'effets mesurables, en passant par une diminution de la distribution verticale des algues sur les côtes, leur nécrose et leur blanchiment. À la suite d'un même déversement, les effets peuvent varier depuis la mortalité chez certaines espèces, qui peuvent être remplacées par d'autres, jusqu'à l'absence d'effets observables. Une augmentation de la distribution verticales des algues est aussi un phénomène connu qui est relié à la mortalité chez les herbivores. La croissance des algues est peu affectée par les résidus de pétrole vieilli, car leur toxicité est faible (Topinka et Tucker, 1981; Foster et al., 1990).

Dans l'ensemble des dommages et des décès peuvent survenir à la suite d'un contact physique avec le pétrole; la croissance peut être retardée dans les aires fortement mazoutées et elle peut être accélérée dans les aires peu touchées par suite d'une plus grande disponibilité de l'azote (Topinka et Tucker, 1981). Les populations de varech (*Fucus* sp.) de la portion supérieure de la zone intertidale ont récupéré plus lentement après le DPEV que les populations des portions moyenne et inférieure de cette zone (VanTamelen et Stekoll, 1996). Topinka et Tucker (1981) ont signalé une récupération et un retour à un taux de croissance normal des *Fucus* de 14 à 16 mois après un déversement. VanTamelen et Stekoll (1996) semblent indiquer que le temps de récupération d'une population est 36 mois sur une côte non traitée (aucun nettoyage). DeVogelaere et Foster (1994) ainsi que VanTamelen et Stekoll (1996) ont observé une faible couverture de *Fucus* sur des côtes traitées de façon intensive (arrosage à haute pression avec de l'eau de mer chauffée) 30 mois après le DPEV. Le traitement après le DPEV ralentissait la récupération du varech (Duncan et Hooten 1996; Lees et al., 1996) et il était jugé « écologiquement *injustifié* » (DeVogelaere et Foster, 1994).

Les dommages faits aux communautés biologiquement structurées qui sont associées aux algues – entre autres, les habitats servant de zones de reproduction à certains animaux – sont probablement aussi importants que les dommages temporaires faits aux algues elles-mêmes (Boesch et Rabalais, 1987). Crothers (1983) et Teal et Howarth (1984) ont laissé entendre que les animaux associés aux algues intertidales étaient plus sensibles au pétrole que les algues elles-mêmes.

Algues subtidales

Il existe très peu d'études sur les effets du pétrole sur les algues subtidales. Dans l'ensemble, les algues subtidales sont considérées moins vulnérables au pétrole que ne le sont les algues intertidales, car ces dernières sont plus en contact avec le pétrole et ressentent davantage les impacts du nettoyage (Baker et al., 1990). Les algues subtidales des hautes latitudes souffrent peu de l'impact direct des déversements pétroliers et leur croissance peut même s'accélérer à la suite de la mortalité des herbivores (Conan, 1982; Maurin, 1984). Lors d'une étude réalisée dans l'Arctique, Cross et al. (1987a) n'ont trouvé aucun impact décelable sur la biomasse, la densité ou la reproduction des espèces des eaux peu profondes (profondeur de 3 m). Jewett et al. (1995) et Dean et al (1996a) n'ont signalé aucune différence significative de la densité végétale, de la biomasse ou du pourcentage de couverture entre un site mazouté par le DPEV et les sites témoins à des profondeurs variant de 2 à 20 m. Ces auteurs ont émis l'hypothèse qu'il se pourrait que l'augmentation de la densité des petites plantes sur les sites mazoutés représente un recrutement causé par un impact inconnu dû au déversement.

Les impacts du pétrole sur les forêts de kelp subtidal (larges algues brunes) sont probablement moindres que les effets sur les algues intertidales, car le pétrole n'entre pas en contact avec les plantes submergées et la présence de mucus à la surface de ces algues y diminue l'adhérence du pétrole comparativement aux algues séchées exposées (Capuzzo, 1987; Baker et al., 1990). Il pourrait y avoir un effet positif indirect à la suppression d'herbivores par le pétrole (p. ex., les oursins de mer qui sont très sensibles au pétrole), à savoir une augmentation de la biomasse végétale (North et al., 1965). Les craintes exprimées concernant les communautés biologiquement structurées associées aux végétaux sont pertinentes dans le cas des algues subtidales, car elles abritent d'importantes communautés côtières et fournissent des détritus organiques pour la chaîne alimentaire côtière.

Les aspects des effets sublétaux du pétrole sur les algues demeurent vagues (Strickland et Chasan, 1989). La perturbation de l'orientation de leurs gamètes flagellés, dont la médiation est chimique, pourrait avoir un impact important. La saison, le cycle reproductif et l'alternance des générations chez les algues sont des paramètres pertinents lors de l'étude des effets du pétrole.

Herbes marines

Les herbes marines sont des plantes vasculaires à fleurs et à racines, dont les ancêtres terrestres se sont adaptés à la vie marine. Dans la portion inférieure des zones intertidales et dans les zones subtidales peu profondes des côtes sableuses/boueuses, elles peuvent former des prairies denses et productives servant de zones de reproduction à de jeunes animaux, d'habitat à plein temps pour d'autres animaux et de source de détritus organiques importantes pour la chaîne alimentaire côtière (Zeiman et al., 1984). Les herbes marines se répandent de façon végétative par de longues tiges horizontales souterraines (rhizomes) qui, avec les racines, forment des tapis denses dans le substrat. Leur dispersion à grande échelle se fait par reproduction sexuée avec libération des graines des fleurs pollinisées.

La majorité des données sur les impacts du pétrole sur les herbes marines viennent des tropiques. Ces données sont revues pour fins de référence et des observations comparables devront être effectuées en eaux froides. La régénération des herbes marines mazoutées est commune et relativement rapide, pourvu que le tapis de racines/rhizomes soit intact (Jacobs, 1980; Zeiman et al., 1984; Fortes, 1988; Strickland et Chasan, 1989). Le pétrole adhère plus facilement aux herbes marines qu'aux algues (Harding et Elgar, 1989). Sur un platier mazouté, Jackson et al. (1989) ont signalé que les herbes marines intertidales (feuilles, tapis de racines et faune associée) périssent, alors que la végétation des portions subtidales survit. Ce n'est que la première année après le DPEV que Jewett et al. (1995) ont observé une diminution de la densité moyenne des pousses dans les sites subtidaux mazoutés par rapport aux sites témoins.

Comme dans le cas des algues, on a craint que le pétrole affecte la communauté biologiquement structurée associée aux herbes marines (Boesch et Rabalais, 1987). Phillips (1984) a émis l'hypothèse que les herbes marines peuvent être moins sensibles au mazoutage que leur faune associée. Par contre, certaines espèces peuvent prospérer et Jewett et al. (1995) ont signalé une épifaune plus nombreuse dans les sites aux herbes marines mazoutées que dans les autres un an après le déversement.

L'approche la plus utile pour l'évaluation des effets de la pollution pétrolière sur les herbes marines consiste à envisager les écosystèmes des prés marins comme un tout. Zeiman et al. (1984) ont répertorié les impacts possibles sur les écosystèmes en insistant

sur le fait que peu de travaux sont réalisés dans ce domaine. Voici certains des dommages que les écosystèmes à herbes marines risquent de subir :

- mortalité directe par étouffement et intoxication, ou absorption de toxines dissoutes;
- mortalité indirecte des espèces associées par suite de la perte de leurs sources d'aliments ou de la destruction de leur habitat;
- mortalité de la faune juvénile pour qui les herbes marines sont une zone d'alevinage;
- incorporation des fractions sublétales du pétrole dans les tissus et abaissement concomitant de la tolérance aux autres stress éventuels; finalement,
- incorporation des toxines du pétrole dans la portion de la chaîne alimentaire associée aux herbes marines.

TERRES HUMIDES

Les terres humides côtières sont des écosystèmes très productifs qui sont important pour la biodiversité, les pêches, la subsistance, la protection des côtes et la faune (Getter et al., 1984). Ce sont des habitats abrités qui filtrent les nutriments contenus dans les eaux de ruissellement et dans lesquels s'accumulent les sédiments fins riches en matières organiques.

Dans les aires tempérées et subarctiques, les terres humides marines sont des marais salins dominés par des herbes, graminées et autres. La pollution chronique par le pétrole réduit fortement la quantité d'herbes dans les marais salins et peut en détruire les écosystèmes (Baker et al., 1990).

Le pétrole vieilli est moins toxique envers les plantes de marais, mais il ne les étouffe pas moins. Le pétrole peut pénétrer dans les sols et avoir des effets délétères sur les systèmes radiculaires et les populations microbiennes et en réduire la teneur en oxygène. Le pétrole qui souille la végétation de surface menace les racines qui ont besoin de l'oxygène capté par les feuilles. Comme la récupération des plantes dépend des racines qui subsistent, les espèces vivaces peuvent survivre par régénération à partir de racines en santé. Ce sont les jeunes pousses et les espèces annuelles auxquelles le pétrole cause les dommages les plus grands, en particulier au printemps et durant la croissance estivale.

Le pétrole adhère à la plupart des plantes des marais salins et il n'est pas lessivé par les marées irrégulières du marais (Baker et al., 1990). Les marais salins tempérés récupèrent

à la suite d'un seul déversement en quelques mois ou en quelques années (Baker et al., 1990). Clarke et Ward (1994) ont trouvé que les plantes mazoutées n'avaient pas produit de rejets ni de jeunes plants 17 mois après le mazoutage. La faune associée aux marais salins souffre d'être recouverte de pétrole, car elle est rarement inondée par les marées, mais certains indices montrent qu'elle récupère plus rapidement que les plantes (Clarke et Ward 1994). Baker et al. (1993) a signalé que des masses épaisses de pétrole non traitées qui s'étaient échouées durant les grandes marées printanières dans un marais salin y restaient encore 17 ans plus tard et continuaient d'avoir des impacts négatifs sur la végétation. Teal et al. (1992) ont trouvé que les effets du pétrole sur un écosystème de marais se faisaient encore sentir 6 ans après le déversement, mais que les effets résiduels étaient « *extrêmement faibles* » après 20 ans à la condition que le pétrole reste dans les sédiments non remués. D'après ces auteurs, la question importante est la suivante : à quel moment entre six et 20 ans après le déversement peut-on s'attendre à ce que le pétrole n'ait plus d'effets sur les marais salins?

INVERTEBRES

La diversité des modes de vie influe sur la vulnérabilité et la réaction des invertébrés à la pollution par le pétrole (Strickland et Chasan, 1989). La littérature est dominée par des études sur la mortalité à court terme d'espèces choisies et il faudrait qu'elle progresse vers des études des impacts à plus long terme sur les écosystèmes (Suchanek, 1993). Lors de l'étude des invertébrés, il est utile de faire la différence entre :

- la vie planctonique et la vie benthique;
- les espèces intertidales et subtidales; et
- les types d'habitats occupés.

Invertébrés pélagiques - le zooplancton

« *Le milieu pélagique est le premier touché par un déversement pétrolier, mais il semble qu'il récupère rapidement, en fonction de la période de l'année, du stade du cycle de vie où le zooplancton est rendu et de l'importance du contact avec le pétrole* ».

[(Horner, 1981), traduction libre]

Le zooplancton inclut des espèces qui passent toute leur vie dans la colonne d'eau (le holoplancton) et des espèces benthiques qui sont dispersées à l'état de plancton au début de leur cycle de vie (le méroplancton). On croit généralement que le plancton ne devrait pas souffrir à long terme des déversements pétroliers, vu la rapidité de la dilution et de la dispersion du pétrole dans la colonne d'eau (Suchanek, 1993). Johansson et al. (1980) ont trouvé que la densité de population diminuait beaucoup près du lieu d'un déversement, mais que la biomasse se rétablissait en cinq jours. Dans l'ensemble, les effets du pétrole sur le zooplancton sont plus grands à la surface de l'eau qu'en profondeur et dans les eaux côtières enfermées qu'en haute mer.

Les recherches effectuées sur le terrain dans de grandes enceintes semblent indiquer que la structure des communautés de zooplancton peut être modifiée par de faibles concentrations de pétrole (Davies et al., 1980; Teal et Howarth, 1984; Reid, 1987). Spies (1987) a répertorié certains effets sublétaux du pétrole sur l'alimentation et d'autres types de comportements et sur la reproduction et le développement du zooplancton de ces enceintes. Comme les œufs ou les spores hivernants de bien des espèces, en tant que réserves d'énergie, renferment des teneurs élevées en huiles naturelles, il se peut donc

qu'ils incorporent le pétrole (Reid, 1987). Le zooplancton peut avoir un rôle important dans le transport du pétrole dans les sédiments. Par exemple, les copépodes ingèrent des gouttelettes de pétrole, mais ils ne semblent pas les métaboliser (Teal et Howarth, 1984) et ils les rejettent dans leurs boulettes fécales, qui se déposent sur le fond marin (Capuzzo, 1987). Il se peut aussi que le pétrole ingéré soit transmis aux prédateurs des copépodes.

Invertébrés benthiques

Les études sur le milieu benthique dominent la littérature sur les effets du pétrole chez les invertébrés marins. Howarth (1989) a résumé ces effets ainsi :

- les espèces sensibles meurent en premier;
- les espèces opportunistes et résistante au pétrole prospèrent; et
- la diversité des espèces et la biomasse diminuent.

Suchanek (1993) a décrit la réaction généralisée d'une communauté d'invertébrés mazoutés : au début, il y a une diminution aiguë de l' abondance et de la diversité; ensuite, un lent rétablissement de la diversité, alors que l'abondance des diverses espèces fluctue; l'amplitude des fluctuations en fonction du temps diminue jusqu'à ce que la composition des communautés redevienne semblable à ce qu'elle était avant le déversement. Suchanek (1993) a fait une mise en garde disant que certains invertébrés influent de façon disproportionnée sur la structure locale de la communauté, de sorte que les impacts du pétrole sur eux pourraient influer beaucoup sur des espèces à un autre niveau (c.-à-d., « *cascade trophique* »). Par exemple, le comportement herbivore des oursins, une espèce très sensible au pétrole, peut structurer les communautés côtières. Suchanek (1993) a insisté sur le besoin d'axer les études sur les interactions critiques entre espèces pour mieux connaître les impacts sur les communautés d'invertébrés et il a souligné l'importance d'une base de référence saine comme la composition des espèces, les mesures de la santé relative de la communauté et les interactions importantes entre espèces.

Les habitats sont un paramètre central pour la discussion des effets du pétrole sur les invertébrés. Par exemple, les effets du pétrole à très long terme se font sentir dans les aires abritées à sédiments fins, alors que, sur les côtes rocheuses exposées, les espèces ont tendance à récupérer beaucoup plus rapidement après un mazoutage (Gundlach et al.,

1983; Teal et Howarth, 1984; Shin, 1988; Baker, 1991). Les communautés d'invertébrés récupèrent habituellement sur une période d'une à dix années. La vitesse de récupération dépend du substrat, de l'exposition aux vagues, de la quantité et du type de pétrole, de la saison du mazoutage initial et de l'espèce (Boucher 1985; Baker et al., 1990; Baker 1991). Baker et al. (1990) concluaient d'après les résultats des études qu'un temps de récupération de plus de dix ans est inhabituel, alors que Suchanek (1993) proposait une plage générale allant de 2 à 15 ans. Les cas spéciaux comme la formation d'asphalte et le piégeage du pétrole dans des sédiments fins anaérobies peut prolonger la récupération au-delà de dix ans (Baca et al., 1987). Les chenaux de marée fortement mazoutés aux eaux stagnantes et aux populations isolées peuvent avoir besoin de plus de dix ans avant d'avoir récupéré entièrement (Dauvin et Gentil, 1990). D'après Baker et al. (1990), « *lorsque les effets nocifs du pétrole ont suffisamment diminué, la continuité du milieu marin assure que la récupération finale de la communauté est inévitable. Cette période dure habituellement* (dans la zone subtidale) *d'un à cinq ans* ».

Les effets aigus du pétrole dispersé sont plus intenses, mais de plus courte durée, sur les benthiques invertébrés que ceux du pétrole non dispersé (Crothers 1983; Cross et Thompson, 1987; Cross et al., 1987b; Mageau et al., 1987; Neff et al., 1987). De même, chez les invertébrés, l'effet narcotique est plus grand pour le pétrole dispersé que le pétrole non traité (Wells et Percy, 1985; Mageau et al., 1987). Lors d'une expérience réalisée sur le terrain dans l'Arctique, le pétrole dispersé affectait les invertébrés à des profondeurs plus grandes (de trois à sept mètres) que le pétrole non dispersé (Cross et Thompson, 1987).

Invertébrés intertidaux

Le mazoutage des espèces intertidales a été étudié davantage que celui des espèces subtidales, car :

- le pétrole intertidal étant plus visible, attire davantage l'attention du public;
- les espèces intertidales subissent un contact relativement plus direct avec le pétrole; et
- les études sont plus faciles à réaliser dans la zone intertidale que dans la zone subtidale.

Spies (1987) a résumé ainsi en trois stades les effets du pétrole sur les invertébrés intertidaux; son classement est semblable aux généralisations de Suchanek (1993) :

- une brève période de mortalité chez les espèces sensibles comme les petits crustacées et la méiofauna (endofaune qui traverse un tamis à mailles de 0,5 mm, mais qui est refusée au tamis à maille de 0,05 mm) (Elmgren et al., 1983; Bodin, 1988) et les oursins (Cross et al., 1987 b) – en général, la méiofaune refait la colonisation des sédiments mazoutés assez rapidement, souvent en moins d'un mois (Fleeger et al., 1996);
- une période à moyen terme durant laquelle certains organismes subsistent aux niveaux normaux et des espèces opportunes comme les polychètes prolifèrent (Ibanez et Dauvin, 1988); finalement,
- un retour à la communauté originale (Dauvin et Gentil 1990).

La dispersion naturelle des espèces intertidales dans des aires dont le type d'habitat est semblable, la variabilité interannuelle et d'autres différences naturelles d'un site à l'autre (hauteur des marées, exposition, substrat et distance du déversement) compliquent l'évaluation des impacts du pétrole (Dethier, 1991; Stekoll et al., 1996). Ces complexités, ajoutées à une base de référence habituellement mauvaise, créent de grandes incertitudes dans l'évaluation des impacts du pétrole sur la zone intertidale. L'évaluation des impacts du DPEV sur les côtes a encore été compliquée par l'utilisation de quatre méthodes de traitement (nettoyage) des côtes – de ces méthode, l'arrosage à l'eau chaude sous haute pression fut la plus destructrice (Lees et al., 1996). Depuis, beaucoup d'auteurs se sont montrés critiques des pratiques de nettoyage invasives employées lors du DPEV, mais durant la crise, la politique exigeait que le nettoyage soit visible, quels que fussent les avis des scientifiques (Foster et al., 1990; DeVogelaere et Foster, 1994; Spies et al., 1996).

Dans une étude de la baie Prince William parrainée par Exxon, Gilfillan et al. (1995a) ont laissé entendre que, dès l'été 1990 (~16 mois après le déversement), de 70 à 90 % des côtes examinées avaient « *en grande partie récupéré* » et ne pouvaient pas être distinguées des sites témoins. Cette situation était reflétée par les données d'études parallèles de chimie et de toxicologie qui ont montré que la toxicité des hydrocarbures trouvés dans les sédiments intertidaux était très basse en 1990. Cependant, les effets dits « du pétrole » étaient, en fait, les effets réunis du pétrole et du nettoyage, et il était difficile de les distinguer. Lors d'une étude analogue réalisée dans la partie ouverte des côtes du Golfe de l'Alaska, Gilfillan et al. (1995b) ont trouvé que les communautés des zones intertidales moyenne et élevée mazoutées étaient, elles aussi, clairsemées;

toutefois, elles étaient moins touchées dans l'ensemble que celles de la baie Prince William. En 1990, il y avait peu de différences significatives entre les sites mazoutés et les sites témoins et les teneurs en hydrocarbures des tissus des moules étaient revenues « *presque aux teneurs de fond* ».

Des études parrainées par un organisme gouvernemental, qui traitaient aussi des effets réunis du mazoutage et du traitement, tirent des conclusions différentes. Lors d'une étude générale des impacts sur la zone intertidale, Highsmith et al. (1996) ainsi que Stekoll et al. (1996) ont conclu qu'une vaste gamme d'organismes et leurs communautés ont subi des lésions, en particulier dans les portions moyenne et supérieure de la zone intertidale. Driskell et al. (1996) ont trouvé que l'endofaune de la zone intertidale inférieure des côtes dont les sédiments avaient mazoutés, mais non traités « *récupérait rapidement* »; toutefois, en 1992, les sites traités étaient loin d'avoir récupéré autant que les sites non traités. Houghton et al. (1996) ont signalé que l'épibiote des sites rocheux (mazoutés, traités et non témoins mazoutés) avait pu survivre au mazoutage, mais pas au traitement, dont les conditions étaient très rigoureuses. À l'été 1991, il ne restait aucune différence significative entre les sites témoins et les sites mazoutés. À l'été 1992, certains impacts étaient encore visibles, mais il subsistait « *peu de différences* » entre les communautés des sites témoins et des plages traitées. Une exception : une moulière intertidale non traitée dont les sédiments sous-jacents retenaient le pétrole et continuaient de contaminer les moules et, peut-être, leurs prédateurs quatre ans plus tard (Babcock et al., 1996). La contamination était plus prononcée dans les populations de la zone intertidale moyenne que de la zone intertidale inférieure et elle était due à l'absorption de particules de pétrole plutôt que de fractions dissoutes du pétrole (Short et Babcock, 1996). Les moules furent identifiées comme des vecteurs d'hydrocarbures chez les populations de prédateurs côtiers comme les jeunes loutres de mer (Loughlin, 1994). Dans l'ensemble, les sites traités récupérèrent plus lentement et Lees et al. (1996) signalèrent que certaines aires traitées à l'eau chaude sous haute pression laissaient encore voir des dommages en 1995, soit six ans après le DPEV.

Invertébrés subtidaux

La zone subtidale est protégée d'un contact avec le pétrole, car celui-ci flotte habituellement, mais il se peut que des concentrations de pétrole suffisantes pour affecter des espèces endofauniques pénètrent dans les sédiments subtidaux (Teal et Howarth, 1984). Le pétrole pénètre dans la zone subtidale après contact initial dans la zone

intertidale et adsorption sur les matières particulaires transportées vers la mer (Baker et al., 1990). Il peut aussi y avoir dépôt naturel des particules de pétrole, accélération de l'introduction de pétrole dans la colonne d'eau par l'emploi de dispersants chimiques et transport biologique du pétrole par le plancton (Howarth, 1989).

Les effets aigus des déversements pétroliers sur le benthos côtier ont été peu étudiés, car la contamination par le pétrole a tendance à y être faible et y « *causer peu de dommages* » (Howarth, 1989). D'après le peu de recherches effectuées, l'endofaune des zones côtières plus profondes peut récupérer plus rapidement que le benthos côtier vivant à une moins grande profondeur (Sanders et al., 1980) et il est raisonnable de croire que les effets des perturbations devraient diminuer en fonction de la profondeur (Feder et Blanchard, 1998). Seize mois après le DPEV, Feder et Blanchard (1998) ont signalé que les communautés de l'endofaune benthique profonde (de 40 à 100 m) ne laissaient voir aucune différence entre les postes témoins et les postes dans la trajectoire du pétrole. O'Clair et al. (1996) ont trouvé du pétrole dans les sédiments subtidaux peu profonds, soit de 3 à 20 m, en aval des côtes mazoutées, mais peu d'indices de la présence de pétrole dans les sédiments à une profondeur de plus de 40 m. Armstrong et al. (1995) ont étudié les effets du DPEV sur les invertébrés pélagiques, épibenthiques et endofauniques de la baie Prince William à des profondeurs allant de 20 à 230 m et ils n'en ont trouvé aucun qui fût significatif tant au niveau de l'individu que des populations, à tous les stades du cycle vital. Cinq mois après le déversement du *Braer*, Kingston et al. (1995) ont trouvé peu d'indices d'impacts sur le macrobenthos endofaunique à des profondeurs allant de 74 à 124 m; par contre, Moore et Stevenson (1997) ont signalé que l'abondance de certains copépodes de la méiofaune échantillonnés dans les mêmes sites montraient une corrélation négative avec la teneur en pétrole. Pour les autres groupes de la méiofaune, l'effet dû au type de sédiments naturels sur la diversité et l'abondance des espèces masquait les impacts possibles du pétrole.

Dans les études réalisées dans la zone subtidale (profondeur < 20 m) après le DPEV, les impacts ont été discutés en fonction des communautés d'invertébrés épibenthiques associées aux herbes marines ou au kelp (Jewett et al., 1995; Dean et al., 1996b). Les sites moins profonds étaient des prés marins et des impacts plus importants y étaient observés que dans les sites plus profonds associés au kelp (Jewett et al., 1995). Certains groupes comme les amphipodes et les limaces de mer montraient des impacts aigus et d'autres, comme les polychètes, une réaction positive et opportune par leur abondance et leur biomasse. En 4 ans, il y avait peu de différence entre les sites, qu'ils aient été

mazoutés ou non, bien que 2 grosses espèces épibenthiques (une espèce d'étoile de mer et une espèce de crabe) continuaient d'être moins communes dans les sites mazoutés.

Howarth (1989) s'inquiétait davantage du pétrole pénétrant dans les sédiments hauturiers à partir de sources chroniques comme les plates-formes de pétrolifères. La principale voie de pénétration de ce pétrole est, de loin, le dépôt des résidus de forage imprégnés de lubrifiants à base de pétrole (Kingston, 1992) et de métaux lourds (Montagna et Harper, 1996). Gray et al. (1990) ont trouvé que, à diverses distances d'une source de pétrole, l'abondance de certaines espèces augmentait et que la tendance des espèces rares à être présentes/absentes changeait. De plus, la plate-forme elle-même agit comme un écueil et entraîne une augmentation de la productivité biologique et un enrichissement des sédiments voisins en détritus organiques (Montagna et Harper, 1996). Kingston (1992) a identifié les réactions suivantes chez les communauté endofauniques trouvées près des plates-formes pétrolifères de la Mer du Nord:

- « étouffement dû à la toxicité » d'un petit nombre d'individus de quelques espèces; ou
- « enrichissement en matières organiques » de quelques espèces abondantes aux sites les plus pollués.

De telles réactions contraires ont aussi été signalées près des plates-formes du Golfe du Mexique (Montagna et Harper, 1996). Au fur et à mesure que le pétrole vieillit, ses composantes toxiques se dissipent et certaines espèces font appel aux hydrocarbures pétroliers comme sources d'énergie. Spies et al. (1988) ont conclu que la réaction du benthos à la présence de pétrole brut dans les sédiments était semblable à celle attendu lors d'un enrichissement général en matières organiques.

POISSONS

Des hécatombes de poissons adultes attribuées au pétrole ont été signalées chez des espèces d'eaux peu profondes (Teal et Howarth, 1984), mais non pas chez des espèces hauturières. L'étude des effets tant aigus que sublétaux du pétrole chez les poissons jeunes et adultes a, jusqu'à tout récemment, été réalisée en majorité en laboratoire plutôt que dans la nature. De plus, jusqu'au DPEV, il n'existait aucune étude à long terme ou sur plusieurs générations.

La question clé dans le cas des poissons est l'étendu des risques encourus par leur espèce aux divers stades de leur cycle de vie. Si l'espèce a un cycle de vie entièrement pélagique non associé à la surface de la mer ou à la zone intertidale, peu d'impacts directs sont attendus. Baker (1991) n'a trouvé aucun indice montrant qu'un déversement pétrolier ait touché de façon significative des populations de poissons adultes en pleine mer. Qui plus est, elle n'a observé aucune diminution subséquente d'une population adulte liée à une hécatombe de larves de poissons causée par la pollution pétrolière. Toutefois, si les poissons passent une portion quelconque de leur cycle de vie près de la surface ou dans un habitat intertidal, ils peuvent être exposés au pétrole directement ou par un mazoutage de leur habitat.

Les poissons adultes peuvent ingérer du pétrole directement ou avec des aliments mazoutés, ou absorber des composés du pétrole dissous à travers la surface de leur peau, ou bien leurs œufs et leurs larves peuvent être contaminés. Les impacts directs du pétrole sur les poissons sont des effets toxiques aigus immédiats, des effets physiques (mécaniques) et une contamination chronique. Les effets aigus incluent la mort ou la débilitation par suite d'une perturbation du système nerveux central, d'une dysfonction du système osmorégulateur, d'une dysfonction métabolique ou de lésions tissulaires (histologiques). La perturbation du système nerveux central peut être létale directement ou indirectement par une modification du comportement qui rend le poisson incapable d'éviter ses prédateurs ou d'exercer des fonctions vitales. Les poissons soumis à des stress sont moins capables d'échapper à la prédation, de résister aux maladies, de se nourrir ou de s'adapter à des changements de leurs conditions environnementales.

Les études histologiques réalisées chez les poissons ont documentés des dommages causés par le pétrole à une vaste gamme d'organes comme le foie, les ouïes, l'intestin, le cerveau et les ovaires. Les réactions physiologiques au pétrole incluent une augmentation

du rythme cardiaque, des changements des paramètres respiratoires et sanguins, un déséquilibre ionique et osmotique et une diminution des réserves d'énergie.

Des effets physiques ou mécaniques surviennent lorsque le pétrole adhère aux poissons et des impacts physiques indirects du pétrole, lorsque les habitats piègent le pétrole. Les fractions résiduelles lourdes du pétrole sont celles qui risquent le plus la bioaccumulation par le poisson, en particulier lorsque les quantités présentes dépassent leurs capacités de métabolisation.

En début de vie, les poissons sont plus vulnérables au pétrole soit à cause d'une plus grande sensibilité ou d'une plus grande proximité de la surface des eaux, soit pour les deux raisons à la fois. En général, les œufs et les larves sont plus sensibles que les juvéniles qui, eux-mêmes, sont plus sensibles que les adultes. Le pétrole peut nuire au développement des poissons en retardant leur croissance, en provoquant une éclosion prématurée et en causant des altérations du développement ou des gènes (Carls et Rice, 1990). Les œufs ou les larves de bien des espèces d'eaux salées flottent dans les eaux voisines de la surface; elles sont donc tout près des nappes de pétroles à un moment de leur vie où elles sont vulnérables. Qui plus est, si le pétrole est traité au moyen d'un dispersant, sa toxicité pour les jeunes poissons et les œufs augmente probablement (Baker, 1991). Par contre, même si les œufs et les larves sont vulnérables, ils sont produits en grandes quantités et ils ont tendance à se disperser largement, ce qui réduit la probabilité de leur contact avec le pétrole.

Le pétrole peut affecter les poissons indirectement par contamination et/ou perte de leur habitat et de leurs sources d'alimentation et par interruption des chaînes alimentaires qui soutiennent les populations de poissons. Il peut y avoir perte de l'habitat lorsque le pétrole recouvre le fond des eaux; le temps nécessaire à la récupération de l'habitat varie alors en fonction de son type. Les sources alimentaires sont réduites par la mortalité directe des proies ou contamination des aliments par le pétrole et bioaccumulation possible de composés du pétrole par les proies. Les impacts du pétrole sur les ressources alimentaires des poissons pourraient entraîner la disparition d'espèces proies sensibles et une augmentation de l'abondance d'espèces plus tolérantes.

Lors d'une étude réalisée à la suite du DPEV chez des poissons passant la majorité de leur cycle de vie dans la zone intertidale, Barber et al. (1995) ont trouvé que la densité et la biomasse des espèces étaient beaucoup plus élevées dans les sites témoins non mazoutés

un an après le déversement, mais qu'il n'y avait aucune différence un an plus tard – ce qui semble « *fort indicateur* » d'une récupération. Dans une aire subtidale peu profonde (profondeur < 20 m) les études réalisées à la suite du DPEV par Jewett et al. (1995) ainsi que Laur et Haldorson (1996) ont montré que, après un an, les sites à kelp et à herbes marines qui avaient été mazoutés renfermaient plus de poissons que les sites témoins à cause d'une plus grande abondance de jeunes de l'année. Les auteurs ont posé l'hypothèse que cette situation était due à une augmentation du nombre de proies, à une baisse du nombre des prédateurs ou à un meilleur recrutement aux sites mazoutés un an après le déversement.

Les études sur le saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*) et le hareng du Pacifique (*Clupea pallasi*) réalisées à la suite du DPEV sont des études de cas qui soulignent l'importance des caractéristiques de leur cycle biologique qui rendent les poissons pélagiques sensibles à la pollution par le pétrole. En plus, ces études illustrent aussi les conséquences de leur réalisation dans un environnement litigieux. Des études, qui étaient parrainées par la société Exxon et par des organismes gouvernementaux, ont été réalisées en parallèle, mais sans coopération, sur le saumon rose et le hareng; leurs conclusions ont toujours été différentes. Il peut donc être important, lors d'une consultation de la littérature, de tenir compte de l'origine des subventions accordées à la recherche – malgré les tentatives d'objectivité les meilleures faites par les scientifiques et les éditeurs.

Étude de cas 1: le saumon rose

Environ 75 % du saumon rose de la baie Prince William fraie dans les ruisseaux voisins de la zone intertidale supérieure, où le pétrole a eu tendance à se déposer, ce qui à rendu cette espèce particulièrement vulnérable à la contamination par le pétrole. Les poissons risquaient d'être exposés au pétrole à tous les stades de leur vie durant les six premiers mois après le déversement (à partir d'avril), y compris le frai pendant sa migration printanière et la montaison des adultes de juillet à octobre (Marty et al., 1997). En outre, les œufs et les larves furent exposés dans le gravier à un habitat mazouté pendant une période allant jusqu'à huit mois. Les subventions accordées après le DPEV ont permis des observations à long terme et, parce qu'une génération chez le saumon rose prend environ deux ans, ces travaux ont été la première étude des effets du pétrole réalisées sur plusieurs générations chez un vertébré (Marty et al., 1997).

Les études de Brannon et al. (1995), subventionnées par la société Exxon , ont conclu à « *...l'absence d'effets substantiels aux stades critiques du début de la vie* » et à l'impossibilité de déceler des impacts sur le stock naturel adulte (non produit en pisciculture) (Maki et al., 1995). Toutefois, les études parrainées par un organisme gouvernemental sont arrivées à des conclusions très différentes. En ce qui a trait aux stades du début de la vie, Willette (1996) a signalé une réduction de la croissance des juvéniles des aires mazoutés et proposé une réduction de ~2 % de la survie jusqu'à l'âge adulte. Geiger et al. (1996) ont émis l'hypothèse qu'une « *intoxication directe* » des embryons a fait diminuer de 60 000 à 70 000 le nombre d'adultes en montaison en 1991 et en 1992. Lors d'une étude en laboratoire portant sur la période allant de la fertilisation à l'éclosion, Marty et al. (1997) ont trouvé des différences significatives, qui ont persisté jusqu'en 1993, entre les poissons des cours d'eau mazoutés et non mazoutés. Ces auteurs ont fait l'hypothèse que l'exposition à long terme à de faibles concentrations de pétrole nuit de façon significative aux premiers stades du développement sur deux générations. Bue et al. (1998) ont signalé à la suite d'une série d'expériences contrôlées prolongées sur la reproduction une augmentation significative de la mortalité chez les embryons des cours d'eau mazoutés jusqu'en 1993, qui n'était plus observée en 1994 ni en 1995. Malgré des indices d'une baisse « *dramatique* » de la contamination de la zone intertidale par le pétrole en 1991, la mortalité continuait d'être élevée chez les embryons; ces observations indiquaient soit des dommages génétiques, soit une persistance de la toxicité du pétrole jusqu'en 1991 (Bue et al., 1998). Dans une estimation des dommages selon une approche tenant compte de l'évolution biologique, Geiger et al. (1996) ont affirmé que 31 % des cours d'eau à frayère avaient été mazoutés; par contre, selon Maki et al. (1995), 14 % des cours d'eau à frayère donnaient sur des côtes mazoutées. Geiger et al. (1996) ont soutenu que 1,9 million de saumons roses adultes n'étaient pas revenus dans la baie Prince William en 1990 faute d'une période critique de croissance suffisante près de la côte avant d'aller en mer au printemps de 1989 durant le déversement. D'autre part, Maki et al. (1995), ont signalé que la montaison de 1990 avait été la meilleure dans la baie Prince William pour les quatre années allant de 1989 à 1992. Les vrais impacts sur les stocks de saumon rose adulte se situent probablement à un point intermédiaire dans la plage rapportée par les deux camps et il faudra consacrer encore du temps aux travaux sur le statut des stocks avant de pouvoir situer ce point avec plus de certitude.

Étude de cas 2 : hareng du Pacifique

Dans la baie Prince William, d'importants bancs de harengs se rassemblent en eaux peu profondes, habituellement vers la fin d'avril, pour pondre leurs œufs sur la végétation intertidale et subtidale peu profonde. Bien que ce ne soit pas l'aire où les risques de dépôts pétroliers sont maximums, la zone intertidale inférieure est quand même vulnérable. Les œufs qui se sont fixés incubent pendant environ trois semaines avant leur éclosion. En 1989, le frai et l'incubation eurent lieu quelques semaines seulement après le déversement, c'est-à-dire alors que le pétrole des plages mazoutées n'avait pas encore vieilli. La plupart des études scientifiques se sont concentrées sur le jeune hareng.

Les impacts signalés font l'objet des mêmes divergences d'opinion pour le hareng du Pacifique que pour le saumon rose. L'étude de Pearson et al. (1995 a et b), subventionnée par la société Exxon, affirmait que ~4 % du frai avait eu lieu en 1989 près des côtes mazoutées. Les auteurs signalaient des effets pour quelques aires où du pétrole avait été observé sur des œufs et ils en concluaient que ~2 % du total du frai de 1989 avait ressenti les effets de la contamination par le pétrole. Aucune observation de la présence de pétrole sur les œufs n'a été notée en 1990 et aucun effet négatif n'a été signalé pour 10 paramètres de réponses biologiques chez le jeune hareng. Pearson et al. (1995 a) en ont tiré cette conclusion : « *Les effets sur les œufs de hareng ont été mineurs en 1989, même dans les aires mazoutées.* » Toutefois, dans une étude parrainée par un organisme gouvernemental, Brown et al. (1996) ont affirmé que 50 % de la biomasse d'œufs se trouvaient sur la trajectoire du déversement et que > 40 % avait « *été exposés au pétrole aux premiers stades du développement* ». Hose et al. (1996) signalèrent que les larves de hareng écloses en 1989, mais non pas en 1990 et en 1991, laissaient voir des lésions sublétales et des anomalies morphologiques et cytogénétiques; de plus, divers autres auteurs ont aussi signalé des effets sublétaux (Kokan et al., 1996). McGurk et Brown (1996) ont trouvé que la mortalité dans l'œuf était plus grande aux sites mazoutés qu'ailleurs. Ils ont laissé entendre que le mazoutage avait provoqué une diminution de la survie et du succès d'éclosion des embryons de hareng à un stade avancé, sans preuve irréfutable cependant, car les processus naturels de la dessiccation, de la prédation et de l'action des vagues ont aussi un effet différent sur la mortalité d'un site à l'autre. Kokan et al. (1996) insistaient sur les poissons âgés d'un an qui auraient pu être contaminés au moment du DPEV et qui sont monté frayer pour la première fois à l'âge de 4 ans. En 1992, les œufs des adultes capturés à des sites notoirement mazoutés parvenaient à éclore en plus faible proportions et produisaient beaucoup moins de larves que ceux des sites

non mazoutés. Kokan et al. (1996) ont émis l'hypothèse que cela pouvait s'expliquer, entre autres raisons, par la remontée (non vérifiée dans la baie Prince William) de harengs contaminés en 1989 et la contamination par des résidus de pétrole présents dans les sédiments des plages. bien qu'une bonne partie des effets sur les populations de hareng demeurent incertains, la possibilité d'effets sublétaux à long terme chez les jeunes harengs ne peut pas être écartée malgré de grandes incertitudes sur l'évolution naturelle du hareng de la région.

Les pêches au hareng adulte furent annulées en 1989, la récolte de 1990 fut supérieure à la moyenne et des récoltes records ont eu lieu en 1991 et en 1992. Le frai de 1993, la première année où les recrues de 1989 sont venues frayer, était de mauvaise qualité par suite d'une déficience physiologique due à une flambée de parasites (épizootie) (Brown et al., 1996). Il existe tellement d'incertitudes sur les facteurs naturels qui influent sur le recrutement du hareng que le succès du frai demeure imprévisible pour la baie Prince William (Brown et al., 1996). Pearson et al. (1995a) ont affirmé que les années qui suivirent le DPEV où les prises étaient fortes sont un reflet de l'absence d'effets sur les populations de harengs; par contre, Brown et al. (1996) ont souligné qu'une mauvaise compréhension du recrutement naturel nuisait à l'attribution de causes spécifiques au moment présent.

PECHES

Les espèces sédentaires comme le pétoncle sont plus vulnérables aux pétrole que ne le sont les espèces mobiles comme le flétan. Les espèces intertidales sont plus vulnérables que les espèces subtidales et les espèces d'eaux libres ne sont pas aussi vulnérables que les espèces subtidales. Certaines espèces pélagiques commerciales, dont les œufs et les larves séjournent près de la surface des eaux peuvent être des exceptions (McIntyre, 1982). Par exemple, la reproduction d'un poisson plat aux œufs flottants a eu moins de succès un an après un déversement (Conan, 1982). Le saumon du golfe d'Alaska et d'autres espèces de poissons et de crevettes qui ont fait l'objet d'une pêche commerciale dans les aires mazoutés de la baie Prince William après le DPEV ont été déclarées propres à la consommation humaine par l'*U.S. Food et Drug Administration* (Saxton et al., 1993).

L'*U.S. National Academy of Science* (NAS, 1985) a conclu que l'extrapolation des résultats d'études de laboratoire sur les effets du pétrole à la prévision et à l'évaluation des

impacts sur les stocks de pêche commerciale aux poissons et aux coquillages était exceptionnellement difficile. Howarth (1991) a conclu que, malgré beaucoup de recherches, les effets de l'exploration et de la production de pétrole sur les stock de pêche et les écosystèmes marins qui les soutiennent demeurent en grande partie inconnus. Il n'existe pas de preuves concluantes montrant que la pollution des eaux hauturières par le pétrole fasse diminuer les stocks de pêche commerciale (Howarth, 1989).

Le recrutement des jeunes poissons subit des fluctuations naturelles si grandes que, même dans les pêches les mieux étudiées, les changements de mortalité de moins d'un ordre de grandeur chez les juvéniles et les poissons n'ayant pas encore l'âge du recrutement ne seraient probablement pas décelables (Howarth, 1989). Boesh et Rabalais (1987) ont laissé entendre qu'il est peu probable que les études expérimentales faites sur le terrain sur les effets du pétrole sur œufs et les larves des espèces pélagique commerciales soient réussies. Ils ont recommandé que des cartes de la distribution et de l'abondance des œufs et des larves soient tracées à partir des données existantes et qu'elles soient analysées pour déterminer les emplacements et les périodes importantes au recrutement des stocks. Ces données couplées aux modélisations de la trajectoire du pétrole pourraient donner des modèles de la vulnérabilité des stocks commerciaux. Howarth (1991) a émis un avertissement contre la pollution chronique par de faibles teneurs en pétrole lorsqu'il a laissé entendre que les poissons au stade larvaire pouvaient ressentir des effets sublétaux lors de l'exposition à de faibles concentrations de pétrole dans la colonne d'eau.

Chez les espèces pêchées commercialement, les coquillages laissent plus souvent voir les effets de la contamination par le pétrole que les poissons (McIntyre, 1982; Teal et Howarth, 1984). Les déversements européens ont suscités beaucoup de publication sur les effets du pétrole sur les coquillages (McIntyre, 1982; Berthou et al., 1987; Dyrynda et al., 1997), qui vont de la mortalité à l'altération de la chair, à l'arrêt de la reproduction et à l'affaiblissement de l'immunité durant jusqu'à trois mois. Les effets éventuels sur les œufs et les larves sont mal compris et demeurent hypothétiques.

Strickland et Chasan (1989) ont émis l'hypothèse que la pénétration du pétrole dans les zones de reproduction du crabe dans les estuaires pourrait en altérer les stocks. De plus, la persistance du pétrole dans les habitats abrités à sédiments fins et à faible énergie de brassage comme les estuaires pourrait affecter pendant des années la qualité des aires de reproduction. Les effets spécifiques pourraient être des impacts létaux/sublétaux sur les œufs et les larves, des dommages sur la qualité des aires de reproduction et la

bioaccumulation des composés du pétrole chez les animaux à croissance rapide. Strickland et Chasan (1989) ont laissé entendre que les huîtres avaient une certaine tolérance au pétrole, mais que la contamination pourrait continuer pendant des années vu la présence à long terme du pétrole dans leurs habitats côtiers abrités. Après le déversement de l'*Amoco Cadiz* en Bretagne, les huîtres ont rapidement accumulé les composés du pétrole (Neff et al., 1985) et sept ans après le déversement elles étaient toujours contaminées (Berthou et al., 1987).

En résumé, la pollution par le pétrole peut avoir les impacts négatifs suivants sur les pêches (McIntyre, 1982; Davis et al., 1984; Teal et Howarth, 1984; NAS, 1985; Hetrick et Daisey, 1997) :

Perturbations

- perturbation de la pêche par les engins contaminés par le pétrole;
- fermeture temporaire des aires mazoutées; et
- fermeture à long terme des zones renfermant du matériel de production pétrolière et des pipelines.

Altération de la chair

- la présence de pétrole sur les produits ou son incorporation dans les tissus (en l'absence d'un autre déversement, la dépuration devrait se faire rapidement, mais, dans les habitats abrités, les coquillages peuvent subir une contamination chronique due à persistance à long terme du pétrole); et
- la perte de confiance des consommateurs en la qualité des fruits de mer peut entraîner sur le marché des désastres se poursuivant au-delà du moment où les stocks ne sont plus altérés techniquement.

Effets sur les espèces (extrinsèques/intrinsèques et létaux/sublétaux)

- les facteurs extrinsèques incluent la quantité et le type de pétrole, la durée de l'exposition (continue ou intermittente, aiguë ou chronique), la biodisponibilité du pétrole et la saison; enfin,
- les facteurs intrinsèques incluent le type et le stade des espèces, l'alimentation des espèces, leur capacité relative de métaboliser et de détoxifier les composés du pétrole

et leur capacité d'éviter le pétrole (p. ex., de fermer leur coquille et de s'éloigner à la nage).

La pêche de subsistance effectuée par les communautés côtières peut aussi être affectée. Lors de la première année après le DPEV, on a observé chez 10 communautés indiennes une diminution > 70 % de la pêche traditionnelle ainsi qu'une diminution des pratiques traditionnelles de partage (Fall et Field, 1996). Ces baisses furent attribuées à une perte de confiance dans la qualité des aliments locaux qui continuait d'avoir un impact mesurable sur les pêches trois ans après le déversement. L'analyse des poissons et fruits de mer a révélé que le produit transformé de la pêche dans le golfe d'Alaska était propre à la consommation en 1989 et en 1990 (Saxton et al., 1993).

OISEAUX MARINS

« *....comme le nombre d'oiseaux marins et le succès de leur reproduction a une grande variabilité due à des facteurs naturels, la détection de l'ampleur des effets du pétrole est difficile, sinon impossible.* »

[(Wells et al., 1985), traduction libre]

La pollution marine par le pétrole est une menace sérieuse pour les oiseaux marins et bien des mortalités ont été signalées (NAS, 1985; Clark, 1987; Dunnet, 1987, Hunt, 1987; Baker, 1991, Berger, 1993 a et b; Wells et al., 1995; Ford et al., 1996). Il se peut que les faibles niveaux de pollution chronique dus aux opérations de navires aient des effets plus forts sur la population avienne que les déversements épisodiques (Camphuysen, 1989; Wiens et al., 1996). Wiens (1995) a identifié les principales voies d'impacts des déversements sur les oiseaux marins sont :

- la taille et la structure de la population;
- la reproduction; et
- l'occupation et l'utilisation de l' habitat.

Les oiseaux recouverts de pétrole sont affectés physiquement au point de devenir incapables de voler ou de chercher leur nourriture et, souvent, ils en meurent (Koeth et Vauk-Hentzelt, 1988). Les plumes des oiseaux sont engluées de pétrole qu'ils ingèrent en tentant de les lisser, ce qui leur fait subir un stress hypothermique et les noie en réduisant

leur flottabilité. Le stress augmente quand la vitesse du métabolisme des oiseaux mazoutés augmente pour parer à la diminution de leur température corporelle.

Les réactions physiologiques les plus fortes surviennent lorsque les oiseaux marins ingèrent le pétrole. La plupart des études physiologique ont été réalisées en laboratoire. Une grande baisse de la numération érythrocytaire (anémie) fut observée chez les oiseaux marins mazoutés (Fry et al., 1986), ce qui diminuait leur capacité de récupération face au stress. Une diminution de la masse corporelle et des lésions hépatiques ont aussi été signalées chez les oiseaux marins mazoutés (Koeth et Vauk-Hentzelt, 1988). Des études en laboratoire ont aussi montré que divers pétroles bruts entraînent des toxicités et des réactions diverses chez les oiseaux exposés à des doses de pétrole par voie orale et à un mazoutage de la surface du corps.

Le pétrole est particulièrement menaçant aux endroits qui exercent une attraction sur les oiseaux marins comme le plateau continental et les zones de remontée des eaux et les zones propres à certains autres processus océaniques qui concentrent les poissons et la nourriture planctonique (Berger, 1993 b). Ces processus peuvent aussi concentrer le pétrole lui-même. D'autres zones dangereuses se situent près des échoueries et des sites de rassemblement comme, dans l'Arctique, les polynies et les passages en eaux au printemps (Alexander et al., 1997). Bien des auteurs admettent cependant que les impacts au niveau de la population sont difficile à établir vu l'importance des fluctuations interannuelles naturelles des populations d'oiseaux marins.

Le comportement des espèces influe sur les risques de leur mazoutage. Certains oiseaux sont plus susceptibles au mazoutage, entre autres : les oiseaux qui passent de longues périodes de temps à la surface de l'eau et ceux qui volent mal et plongent souvent; les espèces qui muent et ne peuvent voler à ce stade, les espèces qui plongent pour se nourrir et celles qui passent la nuit sur l'eau (Speich et al., 1991). Par exemple, lors d'un déversements en pleine mer, les alcidés comme les alques et les marmettes, qui sont des plongeurs, sont plus vulnérables que les oiseaux qui se nourrissent à la surface comme les fulmars et les goélands (Berger, 1993 a). Ces concepts sont incorporés dans une indice de sensibilité des oiseaux au pétrole (Speich et al., 1991) qui chiffre les attributs qualitatifs permettant d'évaluer la vulnérabilité d'une espèces et l'importance de certains habitats marins pour les oiseaux.

Les données qui chiffrent le mieux les effets des déversements pétroliers sur les oiseaux marins sont le dénombrement des oiseaux mazoutés morts retrouvés sur les plages (malgré des complications quant à l'estimation des carcasses perdues) et le dénombrement des oiseaux mazoutés vivants. Diverses revues ont porté sur les effets létaux et sublétaux du pétrole chez les oiseaux (NAS, 1985; Clark, 1987; Hunt, 1987) et le besoin de modélisations permettant d'évaluer ces effets (Weins et al., 1984; Speich et al., 1991). Jusqu'à maintenant, on n'a pas encore trouvé une population entière d'oiseaux marins montrant des indices de dommages permanents dus à un déversement pétrolier; cependant, les populations locales peuvent subir des dommages graves (Baker, 1991).

Là encore, l'expérience du DPEV illustre la nature controversée des évaluations faites après un déversement. D'après Spies et al. (1996), la meilleure estimation indiquait le décès de 250 000 (plage : de 100 000 à 645 000) oiseaux marins. Les estimations de la mortalité variaient grandement (Ford et al., 1996) tout comme les opinions sur les effets sublétaux à long terme sur la reproduction (Hartung, 1995; Wiens, 1995; Spies et al., 1996; Wiens et al., 1996). Cette situation était exacerbée par l'absence de données de référence complètes qui auraient pu être comparées à l'état des populations après le déversement. Bien que la marmette de Troïl constituait ~74 % de la mortalité totale, les investigateurs ne pouvaient pas faire la différence entre les effets du déversement et les effets naturels propres à l'environnement marin sur les populations de marmette (Wiens, 1995; Piatt et Anderson, 1996). Des recherches au niveau des communautés ont permis à Wiens et al. (1996) de conclure que les effets sur les populations d'oiseaux marins avaient diminué rapidement (dès 1991) et que les craintes exprimées au début quant à la dévastation des colonies et au besoin de périodes de récupérations de l'ordre de la décennie étaient prématurées et exagérées.

L'effet le pire du pétrole sur la reproduction des oiseaux marins est l'incapacité de nicher (Eppley et Rubega, 1990). Les études réalisées sur le terrain avec des oiseaux marins mazoutés ont montré que la réduction du nombre d'œufs pondus et le retard dans la ponte des œufs ont réduit le succès à l'éclosions et au stade de juvénau et ralenti la croissance des oiselets (Boersma et al., 1988). Tous ces effets ont des conséquences graves, car le temps est important pour la réussite de la nidification chez les oiseaux marins. Au moment de la reproduction, les adultes mazoutés en mer peuvent transférer le pétrole à leurs oeufs. La présence de pétrole sur les œufs peut entraîner le décès de l'embryon au stade de l'incubation (Albers, 1980). Le mazoutage peut modifier le comportement des oiseaux marins pendant la reproduction. Chez les oiseaux exposé, les tentatives de

reproduction peuvent cesser, le lien entre les membres du couple peut s'affaiblir et les oisillons peuvent être négligés (Eppley et Rubega, 1990). Le moment du mazoutage par rapport aux divers stades de l'incubation peut aussi avoir de l'importance (Eppley et Rubega, 1990).

Le traitement des oiseaux marins mazoutés est coûteux et nous avons peu de connaissances quant à la viabilité ultérieure (succès) des oiseaux soignés remis en liberté dans la nature. Quelques cas d'oiseaux mazoutés retournant dans les colonies de nidification ont été observés (Clark, 1987). La survie des divers oiseaux marins traités et libérés varie considérablement selon l' espèce (Clark, 1987).

MAMMIFERES MARINS

Jusqu'à récemment, les impacts du pétrole chez les mammifères marins n'étaient pas bien compris (Engelhardt, 1987; Geraci et St. Aubin, 1990). En général, les populations de cétacés (baleines, dauphins) et de pinnipèdes (phoques, lions de mer, éléphant de mer) étaient jugées relativement peu affectées par les déversements pétroliers (Baker, 1991). La principale exception notoire était la loutre de mer (*Enhydra lutris*), chez qui le mazoutage de la fourrure entraîne la mort par hypothermie (Williams et al., 1988, Geraci et St. Aubin, 1990). La température corporelle des pinnipèdes et des cétacés est relativement peu affectée par le mazoutage de surface, car ils possèdent sous la peau une couche de gras qui leur sert d'isolant. Les pinnipèdes sont réellement mazoutés, mais il est rare qu'on observe du pétrole sur les cétacés en liberté, probablement parce que leur peau est lisse (Geraci et St. Aubin 1990). Deux rapports ont émis l'hypothèse qu'il y avait un lien entre le pétrole le décès de certains cétacés (Duguy, 1978).

Ce domaine de la littérature peut être divisé en deux portions : celle d'avant le DPEV – avec ses multiples lacunes, qui a fait l'objet d'une revue par Geraci et St. Aubin (1990) – et celle d'après le DPEV. Un des héritages scientifiques du DPEV a été la série d'études la plus approfondie sur les mammifères marins jamais publiée après un déversement (Loughlin, 1994; Wells et al., 1995). Ensemble, ces études ouvrent une nouvelle ère dans le domaine et constituent un solide aperçu des impacts du mazoutage sur les mammifères marins. Par exemple, les observations détaillées réalisées alors sur la loutre de mer ont été utilisées pour l'évaluation des risques posés ailleurs par les déversements pétroliers pour les autres populations de loutres de mer (Brody et al., 1996; Ralls et al., 1996).

Les études approfondies faites à la suite du DPEV sur la loutre de mer et le phoque commun, de même que les études sur le lion de mer de Steller, l'orque et le rorqual à bosse, ont porté sur les impacts sur les populations, la réhabilitation, le comportement animal, la pathologie et la toxicologie (Loughlin, 1994). Les échantillons de toxicologie et de pathologie tissulaires prélevés chez la loutre de mer et le phoque commun sont les plus détaillés qu'on possède actuellement et ils constituent essentiellement la genèse de ces domaines de recherche. Il existe aussi des études générales sur les populations et le comportement de la baleine grise, du marsouin et du dauphin, entre autres.

C'est la loutre de mer qui a ressenti le plus fortement les effets aigus : ~1000 décès confirmés (871 carcasses échouées et 123 décès au centre de réhabilitation). Vu le peu de données existantes sur la période précédant le DPEV, les estimations de la mortalité totale varient grandement selon les divers modèles utilisés, la plage allant de 3500 à 5500 est la plus citée (Loughlin, 1994; Spies et al., 1996). Le décès dû au mazoutage fut proposé dans 71 % des cas par des nécropsie des reins, du foie et des poumons, mais aussi par des histopathologies des viscères, des muscles, de la graisse, du cerveau et des testicules. Toutes les carcasses mazoutées montraient des lésions tissulaires et l'occurrence des lésion était de deux à huit fois plus élevée dans les carcasses mazoutées que dans les carcasses non mazoutées.

Garshelis (1997) a revu les hypothèses à la base des estimations de la mortalité à partir des dénombrement de population et des carcasses avant et après le DPEV. Cet auteur, en se fondant sur les données sur la récupération obtenues par dénombrement des carcasses rejetées en mer qui se sont échouées, a mis à jour des lacunes qui l'ont mené à réviser à ~750 (plutôt que ~2650) les estimations de la mortalité pour la baie Prince William et à ~1500 la mortalité pour l'ensemble de la zone touchée par le déversement. De toute évidence, les méthodes de terrain servant à l'estimation de la mortalité ont besoin d'être améliorées.

Des impacts chroniques et des impacts létaux et/ou sublétaux à long terme ont été signalés à la suite d'études réalisées depuis le déversement jusqu'en 1993, moment auquel on a posé l'hypothèse que les populations récupéraient. Jusqu'en 1993, on a laissé entendre que la récupération de la population de loutres de mer retardait à cause d'une mortalité anormale, y compris une baisse du taux de survie des petits. D'après l'hypothèse, les dommages chroniques étaient dus à des pathologies tissulaires (en particulier des reins et du foie), à une exposition continue dans les zones de mazoutage à

des proies mazoutées et à des impacts du déversement sur les populations de proies. Les clams de la zone subtidale, des proies préférées par les adultes, ne laissaient voir aucune contamination par le pétrole, alors que les moules de la zone intertidale, des proies préférées par les juvéniles, étaient fortement contaminées au moins jusqu'en 1992; les juvéniles risquaient donc une contamination à long terme par leur alimentation. Le succès du centre de réhabilitation fut limité : mortalité de 35,8 % et décès probable de 21 des 45 animaux munis de radio-émetteurs. Les coûts de l'opération étaient élevés et Garshelis (1997) a estimé que la mortalité à chaque centre représentait des dépenses de ~80 000 $ US. Le faible succès observé fut attribué, en partie, à la toxicité du pétrole, au stress dû aux manipulations et à la relocalisation dans des zones étrangères

Les loutres de mer qui ne sont pas mortes rapidement eurent à affronter la séquence suivante d'événements :

- les loutres en hypothermie s'alimentaient moins et se toilettaient frénétiquement;
- leurs réserves d'énergie s'épuisaient rapidement et elles ingéraient peut-être du pétrole;
- l'emphysème pulmonaire se manifestait;
- une réaction aiguë au stress avait lieu avec érosion concomitante de l'estomac; et
- un état de choc profond menait au décès.

Une autre espèce fut étudiée en détail en plus de la loutre de mer, le phoque commun (*Phoca vitulina*). Les estimations faites avant le DPEV sur la population régionale de phoque commun révélaient un déclin appréciable. On a néanmoins conclu que les populations avaient baissé de façon significative après le DPEV dans la baie Prince William. Des pertes de 135 phoques ont été déduites, non pas du dénombrement des carcasses, mais de la baisse des individus dénombrés à sept échoueries mazoutées, qui étaient connues à la suite d'études réalisées auparavant, et plus de 300 individus ont été portés manquants à cause du déversement dans l'ensemble de la région de la baie Prince William. Les phoques n'évitaient pas le pétrole et continuaient de venir aux échoueries, y compris pour donner naissance et nourrir les petits et pour la mue d'été. Le recrutement des petits a diminué de 25 % en 1989, d'après les estimations, et on a noté des indices d'ingestion de pétrole pendant l'allaitement. Des lésions oculaires perceptibles ont été signalées chez les phoques mazoutés, qui avaient, par ailleurs, un comportement léthargique attribué à des lésions cérébrales dues à l'inhalation de vapeurs volatiles, car ces animaux respirent immédiatement au-dessus de la surface de l'eau. Cette situation a

été particulièrement perçue comme menaçante dans les eaux calmes lorsque le pétrole était moins vieilli et sur les échoueries peu après le déversement. Les analyses tissulaires ont révélé que les lésions cérébrales étaient communes chez les phoques mazoutés. Bien que la métabolisation des hydrocarbures se fasse efficacement chez le phoque et que la plupart des concentrations tissulaires étaient faibles, des concentrations élevées de composés aromatiques furent trouvées dans la bile plus d'un an après le DPEV. Des études de laboratoire détaillées n'ont révélé aucun effet chronique identifiable à long terme. Il se peut que des effets aigus à court terme se soient manifestés à la suite de l'inhalation de vapeurs peu après le déversement. La réhabilitation a semblé bien réussie, car 15 des 18 phoques ont survécu. Tout comme chez le phoque commun, les populations de lions de mer de Steller étaient déjà en déclin avant le DPEV et aucun impact sur ces populations n'a été attribuable au DPEV.

La présence d'épaulards avait été observée pour la dernière fois seulement six mois avant le DPEV. Bien qu'aucune carcasse n'ait été trouvée, 14 individus d'un groupe n'ont pas été recensés après le DPEV et un affaissement de la nageoire dorsale fut observée chez deux individus. Les deux observations ont été reliées au déversement, par exemple, Loughlin et al. (1996) ont affirmé que des « *indices coïncidents appuient* » l'hypothèse voulant que le déversement ait causé le déclin du groupe d'épaulards résidants. Le recensement du rorqual à bosse n'a laissé voir aucune anomalie attribuable au DPEV. L'examen des carcasses de baleine grise, de petit rorqual et de marsouin commun échouées n'ont fourni aucun indice quant aux causes de leur mort. Un des marsouin de Dall observés avait le dos mazouté et « *semblait stressé, car sa respiration était laborieuse* ». Dans l'ensemble, les observations faites chez les cétacés n'ont pas été concluantes.

Bien d'autres travaux devront être réalisés sur le lien entre les teneurs tissulaires en hydrocarbures, les lésions tissulaires reliées au pétrole et la santé générale. Les réactions aiguës des mammifères marins sont mieux comprises maintenant, mais les indicateurs chroniques à long terme de la santé et de l'état des populations demeurent incertains et on fait grandement appel à des preuves circonstancielles. Les méthode de terrain utilisées pour estimer la mortalité ont besoin d'une meilleure vérification, tout comme les liens circonstanciels hypothétiques entre les dénombrements effectués sur le terrain avant et après le déversement. Une chose est certaine, les mammifères marins n'évitent pas les zones mazoutées et ils seront toujours à risque lors d'un déversement.

Les études faites sur le DPEV ont montré certains des besoins clés pour les futures études sur le pétrole et les mammifères marins, à savoir (Loughlin, 1994) :

- besoin de données de recensement de référence avant le déversement pour une évaluation fiable des impacts sur les populations;
- besoin d'une répartition sage des ressources allouées à la recherche sur les impact aigus et sur les impacts chroniques;
- besoin d'une conception préalable des études et des dispositions concomitantes en matière de logistique;
- besoin de protocoles d'échantillonnage sur le terrain standard qui permettent une exécution opportune et fiable après un déversement; et
- besoins de meilleurs liens entre le centre de réhabilitation et les études de pathologie/toxicologie.

RESSOURCES CULTURELLES

Les impacts des déversements sur les ressources culturelles côtières ont été en grande partie négligées dans la littérature. Le DPEV a suscité un programme archéologique relativement important (Wooley et Haggarty, 1995; Bittner, 1996). Wooley et Haggarty (1995) ont laissé entendre que les dommages causés aux objets et à leur environnement par l'érosion avant même le déversement ont minimalisé les impacts du déversement. Les effets positifs ont été un doublement du nombre de sites confirmés dans la zone étudiée. Les effets négatifs furent quelques cas de déprédation d'un site, les dommages causés par les équipes qui procédaient au traitement des côtes et les craintes que la contamination par le pétrole puisse empêcher la datation au radiocarbone par l'addition d'une grande quantité de carbone sur les artéfacts (Bittner, 1996).

RECOMMANDATIONS

Dans le cadre de son mandat de gérance de l'intégrité des écosystèmes, Parcs Canada devra faire preuve d'une diligence raisonnable en ce qui a trait aux menaces posées par le pétrole pour les côtes océanique et estuariennes. La présente revue a suscité les recommandations suivantes :

- le personnel du centre de service et de l'équipe de terrain devra être davantage sensibilisé au devenir et aux effets du pétrole, y compris en ayant un scepticisme sain quant à l'état actuel de la science en matière de déversements;
- il faudra étudier les façons de combiner à cette sensibilisation une connaissance de l'habitat local qui soit significative dans le rôle de soutien que Parcs Canada doit jouer dans le cadre d'intervention à organismes multiples (EC/GCC);
- si une sensibilisation accrue fait apparaître des lacunes de données importantes dans le SIG de l'équipe de terrain (p. ex., inventaire inadéquat des habitats particulièrement sensibles au mazoutage), il faudra songer à les combler en dotant l'équipe de terrain d'un plan de surveillance ou d'une stratégie de conservation des écosystèmes;
- il faudra assurer la formation du personnel pour lui permettre de jouer un rôle d'appui technique en matière d'environnement dans le cadre de l'ÉRIU d'EC/GCC; et
- il faudra s'assurer que les plans d'urgence en cas de déversement sont à jour.

REMERCIEMENTS

Je remercie Ron Hamilton et Brian Reader de Gwaii Haanas des encouragements qu'ils m'ont apporté pour soutenir ce projet. Un réviseur anonyme et les collègues suivants de Parcs Canada qui m'ont fait des suggestions de grande valeur : Heather Holmes, Brian Reader, Tom Tomascik et Stephen Woodley. Christine Boesveld de la bibliothèque centrale de Parcs Canada m'a aidé énormément par les renseignements qu'elle m'a fournis. Stafford Reid et Mark Zacharias m'ont conseillé pour la cartographie des zones sensibles et quant au rôle joué par la C.-B. dans les interventions en cas de déversement. Je remercie spécialement John Harper pour ses conseils en matière de cartographie des zones sensibles en cas de déversement.

RÉFÉRENCES

Adams, J.K., A.J. Heikamp and R.P. Hannah. 1983. Method for ranking biological resources in oil spill response planning. p. 159-164. In: *Proceedings of the 1983 International Oil Spill Conference.* Washington, DC: American Petroleum Institute.

Albers, P.H. 1980. Transfer of crude oil from contaminated water to bird eggs. *Environmental Research* 22: 307-314.

Alexander, S.A., S. Sharr and J.E. Seeb. 1997. Spring migration of eiders and other waterbirds in offshore areas of the western Arctic. *Occasional Papers of the Canadian Wildlife Service* No. 94: 6-20.

Anonymous. 1984. *The fate and significance of oil in the sea.* Final report from the Norwegian Marine Pollution Research and Monitoring Programme (FOH) 1976-84. Oslo: Ministry of Environment and Norwegian Industry Association for Oil companies.75 p.

AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) 1997. *Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report*. 188 p. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme.

API (American Petroleum Institute). 1985. Oil spill response: Options for minimizing ecological impacts. *American Petroleum Institute Publication* No. 4398. Washington, DC: American Petroleum Institute.

Armstrong, D. A., P.A. Dinnel, J.M. Orensanz, J.L. Armstrong, T.L. Mcdonald, R.F. Cusimano, R.S. Nemeth, M.L. Landolt, J.R. Skalski, R.F. Lee and R.J. Huggett. 1995. Status of selected bottomfish and crustacean species in Prince William Sound following the *Exxon Valdez* oil spill. p. 485-547. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Babcock, M.M., G.V. Irvine, P.M. Harris, J.A. Cusick and S.D. Rice. 1996. Persistence of oiling in mussel beds three and four years after the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 286-297.

Baca, B.J., T.E. Lankford and E.R. Gundlach. 1987. Recovery of Brittany coastal marshes in the eight years following the *Amoco Cadiz* incident. p. 459-464. In: *Proceedings of the 1987 International Oil Spill Conference, Washington, DC.* Washington, DC: American Petroleum Institute.

Baker, J.M. 1991. The investigation of oil industry influences on tropical marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 12: 6-10.

Baker, J.M., R.B. Clark, P.F. Kingston and R.H. Jenkins. 1990. Natural recovery of cold water marine environments after an oil spill. *13th Annual Arctic Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar*. Edmonton, AB: Environment Canada.

Baker, J.M., L. Guzman, P.D. Bartlett, D.I. Little and C.M. Wilson. 1993. Long-term fate and effects of untreated thick oil deposits on salt marshes. In: *Proceedings of the 1993 International Oil Spill Conference, Washington, DC. American Petroleum Institute Publication* No. 4580: 395-399. Washington, DC: American Petroleum Institute.

Ballou, T.G., R.E. Dodge, S.C. Hess, A.H. Knap and T.D. Sleeter. 1987. Effects on a dispersed and undispersed crude oil on mangroves, seagrasses and corals. *American Petroleum Institute Publication* No. 4460. Washington, DC: American Petroleum Institute.

Barber, W.E., L.L. McDonald, W.P. Erickson and M. Vallario. 1995. Effect of the *Exxon Valdez* oil spill on intertidal fish: A field study. *Transactions of the American Fisheries Society* 124: 461-476.

Barrie, J.D., B.A. Bennett, S. M. Browne and A.J. Moir. 1980. Nearshore studies in the Makkovik and Cartwright regions. *Offshore Labrador Biological Studies (OLABS) Program Report*. St. John's, NF: OLABS Management Committee.

Berger, A.E. 1993 a. Effects of the *Nestucca* oil spill on seabirds along the coast of Vancouver Island. *Canadian Wildlife Service Technical Report Series* No. 179: 22p.

Berger, A.E. 1993 b. Interpreting the mortality of seabirds following the *Nestucca* oil spill of 1988-1989: factors affecting seabirds off southwestern British Columbia and northern Washington. *Canadian Wildlife Service Technical Report Series* No. 178: 19p.

Berthou, F., G. Balouet, G. Bodennec and M. Marchand. 1987. The occurrence of hydrocarbons and histopathological abnormalities in oysters for seven years following the wreck of the *Amoco Cadiz* in Brittany (France). *Marine Environmental Research* 23: 103-133.

Bienert, R.W. and W.H. Pearson. 1995. Application of ecological risk assessment principles to questions of oil exposure in Pacific herring following the Exxon Valdez spill. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* No. 2060: 219-225.

Bittner, J.E. 1996, Cultural resources and the *Exxon Valdez* oil spill: An overview. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 814-818.

Bodin, P. 1988. Results of ecological monitoring on three beaches polluted by the *Amoco Cadiz* oil spill: Development of meiofauna from 1978 to 1984. *Marine Ecology Progress Series* 42: 105-123.

Boersma, P.D., E.M. Davies and W.V. Reid. 1988. Weathered crude oil effects on chicks of fork-tailed storm petrels *Oceanodrama furcata. Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 17: 527-531.

Boesch. D.F. and N.N. Rabalais (eds.). 1987. *Long-term Environmental Effects of Oil and Gas Development*. London: Elseiver.

Boucher, G. 1985. Long-term monitoring of meiofauna densities after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 16: 328-333.

Braddock, J.F., J.E. Lindstrom, T.R. Yeager, B.T. Rasley and E.J. Brown. 1996. Patterns of microbial activity in oiled and unoiled sediments in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 94-108.

Brannon, E.L., L.L. Moulton, L.G. Gilbertson, A.W. Maki and J.R. Skalski. 1995. An assessment of oil spill effects on pink salmon populations following the *Exxon Valdez* oil spill – Part 1: Early life history. p. 548-583. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Brody, A.J., K. Ralls and D.B. Siniff. 1996. Potential impact of oil spills on California sea otters: implications of the *Exxon Valdez* spill in Alaska. *Marine Mammal Science* 12: 38-53.

Brown, E.D., T.T. Baker, J.E. Hose, R.M. Kocan, G.D. Marty, M.D. McGurk, B.L. Norcross and J. Short. 1996. Injury to the early life history stages of Pacific herring in Prince William Sound after the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 448-462.

Bue, B.G., S. Sharr and J.E. Seeb. 1998. Evidence of damage to pink salmon populations inhabiting Prince William Sound, Alaska, two generations after the *Exxon Vladez* oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society* 127: 35-43.

Camphuysen, C.J. 1989. Beached bird surveys in The Netherlands 1915-1988: seabird mortality in the southern North Sea since the early days of oil pollution. Amsterdam: Werkgroep Noordzee.

CCG (Canadian Coast Guard). 1998. *Canadian Coast Guard marine spill contingency for the Pacific Region.* Vancouver, BC: Canadian Coast Guard, Department of Fisheries and Oceans.

Capuzzo, J.M. 1987. Biological effects of petroleum hydrocarbons: Assessments from experimental results. p. 343-410. In: *Long-term Environmental Effects of Oil and Gas Development*. D.F. Boesch and N.N. Rabalais (eds.). London: Elsevier.

Carls, M.G. and S.D. Rice. 1990. Abnormal development and growth reductions of pollock, *Teregra chalcogramma* embryos exposed to water-soluble fractions of oil. *Fisheries Bulletin* 88: 29-37.

Clark, R.C. and J.S. Finley. 1982. Occurrence and impact of petroleum on Arctic environments. p. 295-314. In: *The Arctic Ocean-the Hydrographic Environment and the Fate of Pollutants.* L. Rey (ed.). New York, NY: J. Wiley and Sons.

Clark, R.B. 1987. Summary and conclusions: Environmental effects of North Sea oil and gas development. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 316: 669-677.

Clarke, P.J. and T.J. Ward. 1994. The response of southern hemisphere saltmarsh plants and gastropods to experimental contamination by petroleum hydrocarbons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 175: 43-57.

CONCAWE (Oil companies' international study group for conservation of clean air and water – Europe) 1992 (reprinted). A field guide to coastal oil spill control and clean-up techniques. Brussels: *CONCAWE Report* No. 9/81: 112 p.

Conan, G. 1982. Long-term effects of the Amoco Cadiz oil spill. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 297: 323-333.

Cormick, G.W. and A. Knaster. 1986. Oil and fishing industries negotiate-mediation and scientific issues. *Environment* 28(10): 6-15.

Craik, W. 1989. GBRMPA's responsibilities as scientific support co-ordinator in the Great Barrier Reef region. *Great Barrier Reef Marine Park Authority Workshop Series* No. 12: 57-57.

Craik, W. 1991. Oil spills in the Great Barrier Reef region. *Proceedings of the 1991 International Oil Spill Conference, San Diego. American Petroleum Institute Publication* No. 4529: 55-60. Washington, DC: American Petroleum Institute.

Cross, W.E., R.T. Wilce and M.F. Fabijan. 1987 a. Effect of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos. III. Macroalgae. *Arctic* 40 (Supplement 1): 211-219.

Cross, W.E., C.M. Martin and D.M. Thompson. 1987 b. Effects of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos. II. Epibenthos. *Arctic* 40 (Supplement 1): 201-210.

Cross, W.E. and D.H. Thompson. 1987. Effects of experimental releases of oil and dispersed oil on Arctic nearshore macrobenthos. I. Infauna. *Arctic* 40 (Supplement 1): 184-200.

Crothers, J.H. 1983. Field experiments on the effects of crude oil and dispersant on the common animals and plants of rocky sea shores. *Marine Environmental Research* 8: 21-239.

Dahl, E., M. Laake, K. Tjessem, K. Eberlein and B. Bohle. 1983. Effects of *Ekofisk* crude oil on an enclosed planktonic ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 14: 81-91.

Dauvin, J.C. and F. Gentil. 1990. Conditions of the precarid populations of subtidal communities in northern Brittany ten years after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 21: 123-130.

Davies, J.M., I.E. Baird, L.C. Massie, S.J. Hay and A.P. Ward. 1980. Some effects of oil-derived hydrocarbons in a pelagic food web from observations in an enclosed ecosystem and considerations of their implications for monitoring. *Rapports Proces-verbaux Reun Conseil International pour L'exploration de la Mer* 179: 201-211.

Davis, W.P., D.E. Hoss, G.I. Scott and P.F. Sheridan. 1984. Fisheries resource impacts from spills of oil or hazardous substances. p. 157-172. In: *Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills.* J. Cairns and A.L. Buikema (eds.). Boston, MA: Butterworth.

Dean, T.A., M.S. Stekoll and R.O. Smith. 1996 a. Kelps and oil: The effects of the *Exxon Valdez* oil spill on subtidal algae. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 412-423.

Dean, T.A., S.C. Jewett, D.R. Laur and R.O. Smith. 1996 b. Injury to epibenthic invertebrates resulting from the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 424-439.

Dempsey, J., A. Simms, J. Harper, E. Lambert and R. Hooper. 1995. West coast Newfoundland oil spill sensitivity atlas. *Environment Studies Research Funds Report* 127: 1-62. Calgary, AB: Environment Canada.

Dethier, M.N. 1991. The effects of an oil spill and freeze event on intertidal community structure in Washington. *OCS Study* MMS 90-0002: 38 p. Camarillo, CA: Minerals Management Service, Pacific OCS Region.

DeVogelaere, A.P. and M.J. Foster. 1984. Damage and recovery in intertidal *Fucus gardneri* assemblages following the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Ecology Progress Series* 106: 263-271.

Dickins, D., H. Rueggeberg, M. Poulin, I. Bjerkelund, J. Haggarty, L. Solsberg, J. Harper, A. Gordon, D. Reimer, J. Booth and K. Neary. 1990. *Oil spill response atlas for the southwest coast of Vancouver Island.* Victoria, BC: Ministry of Environment, Environmental Emergencies and Coastal Protection Branch.

Dietrich, J.R. 1995. Petroleum resource potential of the Queen Charlotte Basin and environs, west coast Canada. *Bulletin of Canadian Petroleum Geology* 42: 20-34.

Deitrich, J.R. 1998. Petroleum resource potential of the Queen Charlotte Basin region, west coast, Canada. p. 134-139. In: *Ocean opportunities for tomorrow – Revitalizing our economy through the innovative use of ocean resources.* Proceedings of a Conference in Prince Rupert, B.C., May, 1998.

Driskell, W.B., A.K. Fukuyama, J.P. Houghton, D.C. Lees, A.J. Mearns and G. Shigenaka. 1996. Recovery of Prince William Sound intertidal infauna from *Exxon Valdez* oiling and shoreline treatments, 1989 through 1992. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 362-378.

Duguy, R. 1978. Researches on the mortality factors of cetaceans on the coasts of France. *Aquatic Mammals* 6: 9-13.

Duncan, P.B. and A.J. Hooten. 1996. Influence of residual and applied oil on intertidal algal recruitment. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 238-248.

Dunnet, G.M. 1987. Seabirds and North Sea oil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 316: 513-524.

Dyrynda, E.A., R.J. Law, P.E.J. Dyrynda, C.A. Kelly, R.K. Pipe, K.L. Graham and N.A. Ratcliffe. 1997. Modulations in cell-mediated immunity of *Mytilus edulis*

following the *Sea Empress* oil spill. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 77: 281-284.

Elmgren, R., S. Hansson, U. Larsson, B. Sundelin and P.D. Boehm. 1983. The *Tsesis* oil spill: Acute and long-term impacts on the benthos. *Marine Biology* 73: 51-65.

Engelhardt, F.R. 1987. Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution. p. 101-115. In: *The Fate and Effects of Oil in Marine Ecosystems.* J. Kuiper and W. J. van den Brink (eds.). Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff.

Environment Canada. 1992. Oilspill SCAT manual for the coastlines of British Columbia. *Environment Canada Regional Program Report* 92-03. Edmonton, AB: Environment Canada.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. Framework for ecological risk assessment. *Environmental Protection Agency Report* EPA/630/R-92/001. Washington, DC: Environmental Protection Agency.

Eppley, Z.A. and M.A. Rubega. 1990. Indirect effects of an oil spill: Reproductive failure in a population of south polar skuas following the *Bahia Paraiso* oil spill in Antarctica. *Marine Ecology Progress Series* 67: 1-6.

EVOSTC (Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council). 1983. *Exxon Valdez oil spill symposium - Abstract book*. Anchorage AK: Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. 356 p.

Fall, J.A. and L.J. Field. 1996. Subsistence uses of fish and wildlife after the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 819-836.

FEARO (Federal Environmental Assessment Review Office). 1984. Beaufort Sea hydrocarbon production and transportation. *Final Report, Federal Environmental Assessment and Review Process Panel Report* No. 25: 146 p. Hull, PQ: FEARO.

Feder, H.M. and A. Blanchard. 1998. The deep benthos of Prince William Sound, Alaska, 16 months after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Pollution Bulletin* 36: 118-130.

Feder, H.M., A.S. Naidu and A.J. Paul. 1990. Trace element and biotic changes following a simulated oil spill on a mudflat in Port Valdez, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 21: 131-137.

Fleeger, J.W., T.C. Shirley, M.G. Carls and M.A. Todaro. 1996. Meiofaunal recolonization experiment with oiled sediments. In: *Proceedings of the Exxon*

Valdez Oil Spill Symposium. S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 271-285.

Floodgate, G.D. 1995. Some environmental aspects of marine hydrocarbon bacteriology. *Aquatic Microbial Ecology* 9: 3-11.

Ford, R.G., M.L. Bonnell, D.A. Varoujean, G.W. Page, H.R. Carter, B.E. Sharp, D. Heinemann and J.L. Casey. 1996. Total direct mortality of seabirds from the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 684-711.

Fortes, M.D. 1988. Mangrove and seagrass beds of East Asia: Habitats under stress. *Ambio* 17: 207-213.

Foster, M.S., J.A. Tarpley and S.L. Dearn. 1990. To clean or not to clean: The rationale, methods and consequences of removing oil from temperate shores. *Northwest Environment Journal* 6: 105-120.

Fry, D.M., J. Swenson, L.A. Addiego, C.R. Grau and A. Kang. 1986. Reduced reproduction of wedge-tailed shearwaters exposed to weathered Santa Barbara crude oil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 15: 453-463.

Fuick, K.W., T.J. Bright and K.S. Goodman. 1984. Measurements of damage, recovery, and rehabilitation of coral reefs exposed to oil. p. 115-133. In: *Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills.* J. Cairus and A. L. Buikema (eds.). Boston, MA: Butterworth.

Garshelis, D.L. 1997. Sea otter mortality estimated from carcasses collected after the *Exxon Valdez* oil spill. *Conservation Biology* 11: 905-916.

Geiger, H.J., B.G. Bue, S. Sharr, A.C. Wertheimer and T.M. Willette. 1996. A life history approach to estimating damage to Prince William Sound pink salmon caused by the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 487-498.

Geraci, J.R. and D.J. St. Aubin. (eds.). 1990. *Sea mammals and oil: Confronting the risks.* San Diego, CA: Academic Press.

Getter, C.D., G. Cintron, B. Dicks, R. R.Lewis and E. D. Seneca. 1984. The recovery and restoration of salt marshes and mangroves following an oil spill. p. 65-113 In: *Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills.* J. Cairns and A. L. Buikema (eds.). Boston, MA: Butterworth.

Gilbert, R., A.E. Aitken and B. McLaughlin. 1982. A biophysical survey of coastal environments in the vicinity of Nain, Labrador. *Offshore Labrador Biological Studies (OLABS) Program Report*. St. John's, NF: OLABS Management Committee.

Gilbert, R., A.E. Aitken and B. McLaughlin. 1984. A survey of coastal environments in the vicinity of Nain, Labrador. *Maritime Sediments and Atlantic Geology* 20: 143-155.

Gilfillan, E.S., D.S. Page, E.J. Harner and P.D. Boehm. 1995 a. Shoreline ecology program for Prince William Sound, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill: Part 3 – Biology. p. 398-442. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Gilfillan, E.S., T.H. Suchanek, P.D. Boehm, E.J. Harner, D.S. Page and N.A. Sloan. 1995 b. Shoreline impacts in the Gulf of Alaska region following the *Exxon Valdez* oil spill. p. 444-483. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Gray, J.S., K.R. Clark, R.W. Warwick and G. Hobbs. 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: An example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66: 285-299.

Gundlack, E.R. and M.O. Hayes. 1978. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine Technology Society Journal* 12(4): 18-27.

Guldlach, E.R., P.D. Boehm, M. Marchand, R.M. Atlas, D.M. Ward and D.A. Wolfe. 1983. The fate of *Amoco Cadiz* oil. *Science* 221: 122-129.

Guzman, H.M., J.B. C. Jackson and E. Weil. 1991. Short-term ecological consequences of a major oil spill on Panamanian subtidal reef corals. *Coral Reefs* 10: 1-12.

Harding, L.E. and J.R. Elgar. 1989. The *Nestucca* oil spill: Fate and effects on May, 31, 1989. *Pacific Region Program Report* 89-01. Vancouver, BC.: Environment Protection Branch, Environment Canada.

Harper, J.R., W.T. Austin, M. Morris, P.D. Reimer and R. Reitmeier. 1994. *A biophysical inventory of the coastal resources of Gwaii Haanas.* Calgary, AB: Parks Canada 115 p.

Harper, J.R., D.E. Howes and P.D. Reimer. 1991. Shore-zone mapping system for use in sensitivity mapping and shoreline countermeasures. p. 509-523. *Proceedings of the 14th Arctic Marine Oil Spill Program (AMOP).* Edmonton, AB: Environment Canada.

Hartung, R. 1995. Assessment of the potential for long-term toxicological effects of the *Exxon Valdez* oil spill on birds and mammals. p. 693-725. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Hawker, D.W. and D.W. Connell. 1992. Standards and criteria for pollution control in coral reef areas. p. 169-191. In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems.* D. W. Connell and D.W. Hawker (eds.) Boca Raton, FL: CRC Press.

Herrald, J.R., R. Cohn and W.A. Wallace. 1992. "We were always reorganizing...": some crisis management implications of the *Exxon Valdez* oil spill. *Industrial Crisis Quarterly* 6: 197-217.

Hetrick, J.J. and D. Daisy. 1997. Nanwalek, Port Graham and Tatitlek subsistence clam restoration. *Journal of Shellfish Research* 16: 264-264.

Highsmith, R.C., T.L. Rucker, M.S. Stekoll, S.M. Saupe, M.R. Lindenberg, R.N. Jenne and W.P. Erickson. 1996. Impact of the *Exxon Valdez* oil spill on intertidal biota. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 212-237.

Hilborn, R. 1996. Detecting population impacts from oil spills: A comparison of methodologies. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 639-644.

Horner, R.A. 1981. Beaufort Sea plankton studies. In: *Environmental assessment of the Alaskan continental shelf.* Vol. 13 (Biological Studies): 65-84. Boulder, CO: National Oceanic and Atmospheric Administration.

Hose, J.E., M.D. McGurk, G.D. Marty, D.E. Hinton, E.D. Brown, and T.T. Baker. 1996. Sublethal effects of the *Exxon Valdez* oil spill on herring embryos and larvae: morphological, cytogenetic, and histopathological assessments, 1989-1991. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2355-2365.

Houghton, J.P., D.C. Lees, W.B. Driskell, S.C. Lindstrom and A.J. Mearns. 1996. Recovery of Prince William Sound intertidal epibiota from *Exxon Valdez* oiling and shoreline treatments, 1989 through 1992. In: *Proceedings of the Exxon Valdez*

Oil Spill Symposium. S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 379-411.

Howarth, R.W. 1989. Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems. p. 69-97. In: *Ecotoxicology; Problems and Approaches.* S.A. Levin, M.A. Harwell, J.R., Kelly and K.D. Kimball (eds.). New York, NY: Springer Verlag.

Howarth, R.W. 1991. Assessing the ecological effects of oil pollution from outer continental shelf oil development. *American Fisheries Society Symposium* 11: 1-8.

Howes, D.E., J.R. Harper and E.H. Owens. 1994. British Columbia physical shore-zone mapping system. *Resource Inventory Committee Publication* No. 8: 1-71. Victoria, BC: B.C. Resource Inventory Committee.

Howes, D.E., P. Wainwright, J. Haggarty, J. Harper, E. Owens, D. Reimer, K. Summers, J. Cooper, L. Berg and R. Baird. 1993. *Coastal resources and oil spill response atlas of the southern Strait of Georgia.* Victoria, BC: Ministry of Environment.

Hsiao, S.I.C. 1978. Effects of crude oil on the growth of Arctic marine phytoplankton. *Environmental Pollution* 17: 93-107.

Humphrey, B., E.H. Owens and G.A. Sergey. 1992. The fate and persistence of stranded crude oil: A nine-year overview from the BIOS Project, Baffin Island, N.W.T., Canada. *Environmental Protection Series Report* EPS 3/SP/4: 43 p. Ottawa, ON: Environment Canada.

Hunt, G.L. 1987. Offshore oil development and seabirds: The present status of knowledge and long-term research needs. p. 539-586. In: *Long-term Environmental Effects of Oil and Gas Development*. D. F. Boesch and N. N. Rabalais (eds.). New York, NY: Elsevier.

Ibanez, F. and J.C. Dauvin. 1988. Long-term changes (1977-1987) in a muddy fine sand *Abra alba-Melinna palmata* community from the western English Channel: Multivariate time-series analysis. *Marine Ecology Progress Series* 49: 65-81.

IPIECA (International Petroleum Industry Environmental Conservation Association) 1991. A guide to contingency planning for oil spills on water. *IPIECA Report Series* 2: 19 p. London: IPIECA.

Jackson, J.B.C., J.D. Cubit, B.D. Keller, V. Batista, K. Burns, H.M. Caffey, R.L. Caldwell, S.D. Garrity, C.D. Getter, C. Gonzales, H.M. Guzman, K.W. Kaufmann, A.H. Knap, S.C. Levings, M.J. Marshall, R. Steger, R.C. Thompson and E. Weil. 1989. Ecological effects of a major oil spill on Panamanian coastal marine communities. *Science* 243: 37-44.

Jacobs, R.P.W.M. 1980. Effects of the *Amoco Cadiz* oil spill on the seagrass community at Roscoff with special reference to the benthic infauna. *Marine Ecology Progress Series* 2: 207-212.

Jewett, S.C., T. Dean, R. Smith, M. Stekoll, L. Haldorson, D. Laur and L. McDonald. 1995. The effects of the *Exxon Valdez* oil spill on shallow subtidal communities in Prince William Sound, Alaska, 1989-93. 178 p. *Exxon Valdez* Oil Spill Restoration Project Final Report (Restoration Project 93047; Subtidal Study No. 2A). Anchorage, AK: Alaska Department of Fish and Game, Habitat and Restoration Division.

Johansson, S., U. Larsson and P. Boehm. 1980. The *Tsesis* oil spill-impact on the pelagic ecosystem. *Marine Pollution Bulletin* 11: 284-293.

Kingston, P.F. 1992. Impact of offshore oil production installations on the benthos of the North Sea. *International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science* 49: 45-53.

Kingston, P.F., M.T. Dixon, S. Hamilton and D.C. Moore. 1995. The impact of the *Braer* oil spill on the macrobenthic infauna on the sediments off the Shetland Islands. *Marine Pollution Bulletin* 30: 445-459.

Koeth, T. and E. Vauk-Hentzelt. 1988. Influence of plumage and stomach oiling on body and organ growth in young kittwakes. *Marine Pollution Bulletin* 19: 71-73.

Kokan, R.M., G.D. Matry, M.S. Okihiro, E.D. Brown and T.T. Baker. 1996. Reproductive success and histopathology of individual Prince William Sound Pacific herring 3 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2388-2393.

Laur, D. and L. Haldorson. 1996. Coastal habitat studies: The effect of the *Exxon Valdez* oil spill on shallow subtidal fishes in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 659-670.

LeDrew, B.R. and K.A. Gustajtis. 1979. Oil spill scenario for the Labrador Sea. *Environmental Protection Series Report* EPS 3-EC-79-4. p. 675. Ottawa, ON: Environmental Protection Service, Department of Environment.

Lees, D., J.P. Houghton and W.B. Driskell. 1996. Short-term effects of several types of shoreline treatment on rocky intertidal biota in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 329-348.

Lopoukhine, N., A. Savoie and D. Gautier. 1998. A science strategy for Parks Canada: The road to acceptance. p. 529-537. In: *Linking protected areas with working landscapes conserving biodiversity.* N.W.P. Monro and J.H.M. Willison (eds.). Wolfville, NS: Science and Management of Protected Areas Association.

Loughlin, T.R. (ed.). 1994. *Marine mammals and the Exxon Valdez*. 395 p. New York, NY: Academic Press.

Loughlin, T.R., B.E. Ballachey and B.A. Wright. 1996. Overview of studies to determine injury caused by the *Exxon Valdez* oil spill to marine mammals. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 798-808.

Mageau, C., F.R. Engelhardt, E.S. Gilfillan and P.D. Boehn. 1987. Effects of short-term exposure to dispersed oil in Arctic invertebrates. *Arctic* 40(Supplement 1): 162-171.

Maki, A.W., E.L. Brannon, L.G. Gilbertson, L.L. Moulton and J.R. Skalski. 1995. An assessment of oil spill effects on pink salmon populations following the *Exxon Valdez* oil spill – Part 2: Adults and escapement. p. 585-624. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Marty, G.D., J.W. Short, D.M. Dambach, N.H. Willits, R.E. Heintz, S.D. Rice, J.J. Stegeman and D.E. Hinton. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptsis, and cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development. *Canadian Journal of Zoology* 75: 989-1007.

Maurin, C. 1984. Accidental oil spills: Biological and ecological consequences of accidents in French waters on commercially exploitable living marine resources. In: *Effects of Pollutants at the Ecosystem Level.* p. 311-364. P.J. Sheeham, D.R. Miller, G.C. Butler and P. Boardeau (eds.). London: Wiley.

McGurk, W.E. and E.D. Brown. 1996. Egg-larval mortality of Pacific herring in Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2343-2354.

McIntyre, A.D. 1982. Oil pollution and fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 297: 401-411.

McLaren, P. 1980. The coastal morphology and sedimentology of Labrador: A study of shoreline sensitivity to a potential oil spill. Paper 79-28: 1-41. Ottawa, ON: Energy, Mines and Resources and Environment Canada.

Mercier, F. and C. Mondor. 1995. Sea to sea to sea - Canada's national marine conservation areas system plan. Hull, PQ: Heritage Canada. 106 p.

Mondor, C. 1992. Canada's national marine park policy, evolution and implementation. In: *Marine, lake and coastal heritage. University of Waterloo Heritage Resource Centre Occasional Paper* 15: 57-70.

Montagna, P.A. and D.E. Harper. 1996. Benthic infaunal long-term response of offshore production platforms in the Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2567-2588.

Moore, C.G. and J.M. Stevenson. 1997. A possible new meiofauna tool for rapid assessment of the environmental impact of marine oil pollution. *Cahiers de Biologie Marine* 38: 277-282.

Moore, S.F. and R.L. Dwyer. 1974. Effects of oil on marine organisms: A critical assessment of published data. *Water Research* 8: 819-827.

Morales-Loos, M.R. and M. Goutx. 1990. Effects of water-soluble fractions of the Mexican crude oil Isthmus Cactus on growth, cellular content of chlorophyll a, and lipid composition of planktonic microalgae. *Marine Biology* 104: 503-509.

NAS (National Academy of Sciences). 1985. *Oil in the sea: Inputs, fates and effects.* Washington, DC: National Academy Press.

Neff, J.M. 1987. Biological effects of oil in the marine environment. *Chemical Engineering Progress* 83(11): 27-33.

Neff, J.M. and J. W. Anderson. 1981. *Response of marine animals to specific petroleum hydrocarbons*. London: Applied Science Publishers.

Neff, J.M., P.D. Boehm and W.E. Haensly. 1985. Petroleum contamination and biochemical alterations in oysters *Crassostrea gigas* and plaice *Pleuronectes platessa* from bays impacted by the *Amoco Cadiz* crude oil spill. *Marine Environmental Research* 17: 281-283.

Neff, J.M., R.E. Hillman, R.S. Carr, R.L. Buhl and J.L. Lahey. 1987. Histopathologic and biochemical responses in Arctic marine bivalve molluscs exposed to experimentally spilled oil. *Arctic* 40 (Supplement 1): 220-229.

Nelson-Smith, A. 1982. Biological consequences of oil-spills in Arctic waters. p. 275-293. In: *The Arctic Ocean - the Hydrographic Environment and the Fate of Pollutants.* L. Rey (ed.). New York, NY: J. Wiley and Sons.

Norrell, S.A. and M.H. Johnston. 1976. Effects of oil on microbial component of an intertidal silt-sediment ecosystem. p. 305-327. In: *Assessment of the Arctic Marine Environment: Selected Topics.* D.W. Hood and D.C. Burrell (eds.). Fairbanks, AK: Institute of Marine Science, University of Alaska.

North, W.J., M. Netherland, and K.A Glendenning. 1965. Successive biological changes observed in marine cover exposed to a large spillage of mineral oil. p. 335-354. In: *Pollutions Marins par les Macroorganisms et les Produits Petroliers, Monaco.* 1964. Paris: Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranean.

O'Clair, C.E., J.W. Short and S.D. Rice. 1996. Contamination of intertidal and subtidal sediments by oil from the *Exxon Valdez* in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 61-93.

Ostgaard, K. 1994. The oil, the water and the phytoplankton. *Ergebnisse der Limnologie* (Advances in Limnology) No. 42: 167-193.

Ostgaard, K., E.N. Hegseth and A. Jensen. 1984. Species-dependent sensitivity of marine planktonic algae to Ekofisk crude oil under different light conditions. *Botanica Marina* 27: 309-318.

Owens, E.H. 1995. *Field guide for the protection and cleanup of oiled shorelines.* Dartmouth, NS: Environment Canada, Atlantic Region, Environmental Emergencies Section. 114 p.

Owens, E.H., M.A. Cramer and D.E. Howes. 1992. *British Columbia marine oil spill shoreline protection and cleanup response.* Victoria, BC: Environmental Emergency Services Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks.

Owens, E.H and W.S. Dewis. 1995. A pre-spill shoreline protection and shoreline treatment database for Atlantic Canada. p. 213-226. *18th Annual Arctic Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar.* Edmonton, AB: Environment Canada.

Owens, E.H., B. Humphrey and G.A. Sergey. 1994. Natural cleaning of oiled coarse sediment shorelines in Arctic and Atlantic Canada. *Spill Science and Technology Bulletin* 1: 37-52.

Owens, E.H. and G.A. Sergy. 1994. *Field guide to the documentation and description of oiled shorelines.* Edmonton, AB: Environment Canada. 66 p.

Parks Canada. 1994. *Guiding principles and operational policies.* Hull, PQ: Parks Canada, Canadian Heritage. 125 p.

Parks Canada. 1995. *The Saguenay-St.Lawrence Marine Park "Crossroads of life, site of exchanges, wellspring of riches" Management Plan.* Hull, PQ: Parks Canada, Canadian Heritage and Quebec City, PQ: Environnement et Faune. 69 p.

Parks Canada. 1998 a. *State of the parks – 1997 report.* Hull, PQ: Parks Canada, Canadian Heritage. 190 p.

Parks Canada. 1998 b. *Fathom Five National Marine Park Management Plan.* Hull, PQ: Parks Canada, Canadian Heritage. 51 p.

Pearson, W.H., E. Moksness and J.R. Skalski. 1995 a. A field and laboratory assessment of oil spill effects on survival and reproduction of Pacific herring following the *Exxon Valdez* oil spill. p. 626-663. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Pearson, W.H., R.W. Bienert, E. Moksness and J.R. Skalski. 1995 b. Potential effects of the *Exxon Valdez* oil spill on Pacific herring in Prince William Sound. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2060: 63-68.

Percy, J. A. and T. C. Mullin. 1975. Effects of crude oils on Arctic marine invertebrates. *Beaufort Sea Technical Report* 11: 167 p.

Phillips, R.C. 1984. The ecology of seagrass meadows in the Pacific northwest: A community profile. *U.S. Fish and Wildlife Service Report* FWS/BS-84-24. Washington, DC: U.S. Fish and Wildlife Service.

Piatt, J.F. and P. Anderson. 1996. Response of common murres to the *Exxon Valdez* oil spill and long-term changes in the Gulf of Alaska marine ecosystem. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 720-737.

Ralls, K., D.P. Demaster and J.A. Estes. 1996. Developing a criterion for delisting the southern sea otter under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology* 10: 1528-1537.

Reid, P. C. 1987. The importance of the planktonic ecosystem of the North Sea in the context of oil and gas development. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 316: 587-602.

Rice, S.D., R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). 1996. Proceedings of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. *American Fisheries Society Symposium* 18. Bethesda, MD: American Fisheries Society.

Rolan, R.G. and R. Gallagher. 1991. Recovery of intertidal biotic communities at Sullam Voe following the *Esso Bernica* oil spill of 1978. *Proceedings of the 1991 Oil Spill Conference, San Diego. American Petroleum Institute Publication* No. 4529: 461-465. Washington, DC: American Petroleum Institute..

Rosen, P.S. 1979. Boulder barricades in central Labrador. *Journal of Sedimentary Petrology* 49: 1113-1124.

Rosen, P.S. 1980. Coastal environments of the Makkovik region, Labrador. p. 267-280. In: *The Coastline of Canada. Geological Survey Paper* 80-10. S.B. McCann (ed.). Ottawa, ON: Geological Survey of Canada.

Sanders, H.L., J.F. Grassle, G.R. Hampson, L.S. Morse, S. Garner-Price, and C.C. Jones. 1980. Anatomy of an oil spill: Long-term effects from the grounding of the barge Florida off West Falmouth, Massachusetts. *Journal of Marine Research* 38: 265-380.

Saxton, W.L., R.T. Newton, J. Rorberg, J. Sutton and L.E. Johnson. 1993. Polycyclic aromatic hydrocarbons in seafood from the Gulf of Alaska following a major crude oil spill. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 51: 515-522.

Searing, G.F., H.R. Frith and D.E. Howes. 1995. British Columbia biological shore-zone mapping system. *Resource Inventory Committee Publication* No. 9: 1-46. Victoria, BC: B.C. Resource Inventory Committee.

Sergy, G. 1986. *The Baffin Island oil spill project*. Edmonton, AB: Environment Canada and Canadian Petroleum Association. 26 p.

Serigstad, B. and G.R. Adoff. 1985. Effects of oil exposure on oxygen consumption of cod eggs and larvae. *Marine Environmental Research* 17: 266-268.

Shin, P.K.S. 1988. Effects of a spill of bunker oil on the marine biological communities in Hong Kong. *Environment International* 14: 545-552.

Short, J.W. and M.M. Babcock. 1996. Prespill and postspill concentrations of hydrocarbons in mussels and sediments in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 149-166.

Snow, N.B., W.E. Cross, R.H. Green and J. N. Bunch, 1987. The biological setting of the BIOS site at Cape Hatt, N.W.T., including the sampling design, methodology and baseline results for macrobenthos. *Arctic* 40 (Supplement 1): 80-99.

Speich, S.M., D.A. Manuwal and T.R. Wahl. 1991. The bird/habitat oil index: A habitat vulnerability index based on avian utilization. *Wildlife Society Bulletin* 19: 216-221.

Spies, R.B. 1987. The biological effects of petroleum hydrocarbons in the sea: Assessment from the field and microcosms. p. 411-467 In: *Long-term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development*. D.F. Boesch and N.N. Rabalais (eds.). London: Elsevier.

Spies, R.B., D.D. Hardin and J.P. Toal. 1988. Organic enrichment or toxicity? A comparison of the effect of crude oil in sediments on the colonization and growth of benthic infauna. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 124: 261-282.

Spies, R.B., S.D. Rice, D.A. Wolfe and B.A. Wright. 1996. The effects of the *Exxon Valdez* oil spill on the Alaskan coastal environment. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 1-16.

Stekoll, M.S., L. Deysher, R.C. Highsmith, S.M. Saupe, Z. Guo, W.P. Erickson, L. McDonald and D. Strickland. 1996. Coastal habitat injury assessment: Intertidal communities and the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 177-192.

Strickland, R.M. 1990. The Pacific northwest coast: Fossil fuel frontier. *Northwest Environment Journal* 6: 25-77.

Strickland, R.M. and D.J. Chasan. 1989. *Coastal Washington: A synthesis of information*. Seattle, WA: Washington Sea Grant Program.

Suchanek, T.H. 1993. Oil impacts on marine invertebrate populations and communities. *American Zoologist* 33: 510-523.

Teal, J.M., J.W. Farrington, K.A. Burns, J.J. Stegman, B.W. Tripp, B. Woodin and C. Phinney. 1992. The West Falmouth oil spill after 20 years: Fate of fuel oil compounds and effects on animals. *Marine Pollution Bulletin* 24: 607-614.

Teal, J.M. and R.W. Howarth. 1984. Oil spill studies: A review of ecological effects. *Environmental Management* 8: 27-44.

Thorhaug, A. 1992. Oil spills in the tropics and subtropics. p. 99-127. In: *Pollution in Tropical Aquatic Systems.* D W. Connell and D. W. Hawker (eds.). Boca Raton, FL: CRC Press.

Topinka, J.A. and I.R. Tucker. 1981. Long-term oil contamination of fucoid macroalgae following the Amoco Cadiz oil spill. p. 393-403. In: *Amoco Cadiz: Fates and Effects of the Oil Spill, Proceedings of the International Symposium.* Brest, France: Centre Oceanologique de Bretagne.

Underwood, A.J. and C.H. Peterson. 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Marine Ecology Progress Series* 46: 227-234.

USOTA (U. S. Congress: Office of Technology Assessment). 1991. *Bioremediation for marine oil spills.* Background paper, OTA-BP-O-70. Washington, DC: U.S. Government Printing Office.

VanTamelen, P.G. and M.S. Stekoll. 1996. Population response of the brown alga *Fucus gardneri* and other algae in Herring Bay, Prince William Sound, to the *Exxon Valdez* oil spill. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium.* S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 193-211.

Vandermeulen, J.H. and J.G. Singh. 1994. *ARROW* oil spill, 1970-90: Persistence of 20-yr weathered bunker C fuel oil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 51: 845-855.

Webb, R. 1995. Sea-ice overflooding: A challenge to oil spill countermeasure planners in the outer Mackenzie delta, NWT. p. 243-256. *Proceedings of the 18th Arctic Marine Oil Spill Program (AMOP).* Edmonton, AB: Environment Canada.

Wells, P.G., J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). 1995. *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219: 955 p. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Wells, P.G. and J.A. Percy. 1985. Effects of oil on Arctic invertebrates. p.101-156. In: *Petroleum Effects in the Arctic Environment.* F.R. Engelhardt (ed.). London: Elsevier.

Wiens, J.A. 1995. Recovery of seabirds following the *Exxon Valdez* oil spill: an overview. p. 854-893. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters.* P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Wiens, J.A., T.O. Crist, R.H. Day, S.M. Murray and G.D. Hayward. 1996. Effects of the *Exxon Valdez* oil spill on marine bird communities in Prince William Sound, Alaska. *Ecological Applications* 6: 828-841.

Wiens, J.A., R.G. Ford and D. Heinemann. 1984. Information needs and priorities for assessing the sensitivity of marine birds to oil spills. *Biological Conservation* 28: 21-49.

Willette, M. 1996. Impacts of the *Exxon Valdez* oil spill on the migration, growth, and survival of juvenile pink salmon in Prince William Sound. In: *Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill Symposium*. S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe and B.A. Wright (eds.). *American Fisheries Society Symposium* 18: 533-550.

Williams, T.M., R.A. Kasterlein, R. W. Davis and J.A. Thomas. 1988. The effect of oil contamination and cleaning on sea otter, *Enhydra lutris*. 1. Thermoregulatory implications based on pelt studies. *Canadian Journal of Zoology* 66: 2776-2781.

Wooley, C.B. and J.C. Haggarty. 1995. Archaeological site protection: An integral component of the *Exxon Valdez* shoreline cleanup. p. 933-949. In: *Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters*. P.G. Wells, J.N. Butler and J.S. Hughes (eds.). American Society for Testing and Materials (ASTM) STP 1219. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Worbets, B.W. 1979. Shoreline oil spill protection and cleanup strategy: Southern Beaufort Sea. *Arctic Petroleum Operators Association Report* No.136: 117 p.

Zacharias, M.A., D.E. Howes, J.R. Harper and P. Wainwright. 1998. The British Columbia Marine Ecosystem Classification: rationale, development, and verification. *Coastal Management* 26: 105-124.

Zeiman, J.C., R. Orth, R.C. Phillips, G. Thayer and A. Thorhaug. 1984. The effects of oil on seagrass ecosystems. p. 37-64. In: *Restoration of habitats impacted by oil spills*. J. Cairns and A.L. Buikema (eds.). Boston, MA: Butterworth.